

A GYŐR-TATAI KISALFÖLD ERDEI: TÁJTÖRTÉNET ÉS VEGETÁCIÓ

RIEZING Norbert

2851 Környe, Alkotmány u. 43/7., e-mail: nriezing@gmail.com

Kulcsszavak: Kisalföld, természetsszerű erdők, tájtörténet, másodlagos vegetáció, bükk

Összefoglalás: A dolgozat a Kisalföld keleti felének természetsszerű, illetve annak tűnő erdeivel, azok növényzetével és tájtörténetével foglalkozik. A Győr-Tatai Kisalföld a 18. század végére az első katonai felmérés térképlapjai alapján már alapvetően erdőtlen tájjá alakult. A Bakonyalja felé eső részeket leszámítva, ahol akkor még nagyobb erdőtömbök is voltak, mindössze néhány kisebb erdőfolt maradt meg. A különböző katonai felmérések (1782–83-tól napjainkig) térképlapjainak tanulása szerint az elmúlt bő kétszáz évben (a Duna árterét nem számítva) folyamatosan tekinthető erdőborítás csak a Concó mentén található nagyigmándi Karabuka-erdőben (keményfás ligeterdő maradványa), valamint a Győrszentiván melletti Haraszt-erdőben (jelenleg csertölgy állomány) volt. Az évszázados erdőhasználat illetve az erdőgazdálkodás eredményeként azonban ezek az állományok is jelentősen átalakultak, leromlottak. A degradálódás mértékét mutatja, hogy bizonyos őshonos fajokból álló, telepített állományok napjainkban már jobb állapotúak és a fajkészlet elemzése alapján természetsszerűbbnek tűnnek. Ezekbe az erdőkbe az alföldi viszonylatban ritkábbnak számító fajok gyakran emberi közvetítéssel jutottak el. Ez lehet szándékos (ültetés), illetve véletlen behurcolás (például a telepített facsemtekkel együtt). Számos érdekes, „maradványnak” tűnő növényfaj jelenléte tehát az elmúlt kétszáz év antropogén hatásainak eredménye. Ezek közé tartozik a bükk is, melynek őshonossága a vizsgált területen a tájtörténeti kutatások alapján kizárható.

Bevezetés

Alföldjeinken, így a Kisalföld keleti felében is az évezredek, erőteljes antropogén hatás miatt kevés természetsszerű erdő maradt fenn napjainkra. Bár ezek a fragmentumok kiemelt botanikai-természetvédelmi jelentőséggel bírnak, átfogó felmérésük a Győr-Tatai Kisalföldön eddig nem történt meg. Bár néhány frekvenciáltabb helyen (fontosabb utak és vasutak közelében) fekvő erdőfoltot a botanikusok már korábban is felkerestek, alaposabb vizsgálatuk elmaradt. Ennek ellenére Soó külön „regionális asszociáció”-kat, „földrajzi variáns”-okat említ a területről. Kisalföldi pusztai tölgyest (*Festuco – Quercetum roboris arrabonicum* Soó (1940) 1957) jelez a „Herkályi-erdőből” (Ácsi-erdő), valamint kisalföldi gyöngyvirágos tölgyest (*Convallario – Quercetum roboris arrabonicum* Soó (1940) 1957) Győrszentiván mellől, illetve szintén a Herkályi-erdőből (Soó 1961, 1964, 1973). Vajon mennyire természetességek ezek az állományok és hogyan értékeljük a bennük előforduló, alföldjeinken gyakran ritkának számító növényfajokat, illetve magát az erdei vegetációt? A dolgozat ezekre a kérdésekre keresi a választ.

Anyag és módszer

Jelen dolgozat a Kisalföld keleti részének, vagyis a Komárom-Esztergomi-síkság kistáj-csoportnak a Győr-Tatai-teraszvidék és az Igmánd-Kisbéri-medence kistájaival foglalkozik (MAROSI és SOMOGYI 1990). A két kistájat együtt a továbbiakban Győr-Tatai Kisalföld néven említem. A földrajzi nevek megadásakor az 1:10 000 méretarányú (EOV) topográfiai térképeket (kivéve a győrszentiváni Haraszt-erdőnél, mert az téves), illetve ÖRDÖG és

VÉGH (1985) gyűjtéseit vettem alapul. A közigazgatási határok megállapítása az 1:10 000 méretarányú EOY térképek alapján történt.

A terepbotanikai kutatások 2002–2011 között zajlottak, mely során térképek és légi felvételek alapján lokalizáltam a különféle erdőfoltokat. Jelen dolgozat nem foglalkozik a Duna menti ártéri erdőkkel, ezek rövid jellemzését és tájtörténetét lásd RIEZING (2005) munkájában. Nem foglalkozik továbbá a peremterületek kicsiny, jobb esetben a korábbi kaszálórétek fajait még őrző égeres foltjaival sem (többségük az elmúlt bő fél évszázad során alakult ki). A növények nevezéktana KIRÁLY (2009) munkáját követi.

A florisztikai adatok gyűjtése mellett azok florisztikai, növényföldrajzi értékeléséhez elengedhetetlen lelőhelyük tájtörténetének, így az erdőfoltok/erdőtömbök történetének az ismerete. A tájtörténeti vizsgálatok során felhasználtam a korábbi térképek (az első katonai felméréstől napjainkig) információanyagát, régi légi felvételeket, valamint korábbi botanikai és erdészeti publikációkat, kéziratokat. A feltételezett antropogén hatásokkal kapcsolatban konzultáltam a témában járatos helytörténészekkel.

Eredmények

Az első katonai felmérés (1782–1784) térképe a vizsgált területet szinte teljesen fátlanak ábrázolja. A Duna árterén kívül mindössze Császár (Makkpuszta), Nagyigmánd (Karabuka-erdő), Nagyszentjános (Kisszentjános: Gönyői-kis-erdő, ma: Dög-állás), Ács (a Concó mellett két kisebb folt), Pér (kis erdősáv a Vezseny-ér mentén), Győrszentiván (Haraszt-erdő) határában ábrázolnak kisebb erdőfoltokat. Sajnos a térképekhez készített országleírás nemhogy az erdők összetételéről, de gyakran még az erdő tényéről sem tesz említést. A Bakonyalja felé már nagyobb erdőtömbök is voltak Bársonyos, Kerékteleki, Táp és Tápszentmiklós határában (az országleírás alapján ligetes és „sűrű” állományok egyaránt, összetételük ismeretlen).

A második katonai felmérés (1840–1847) térképlapjain már láthatóak a Komárom és Győr közötti erdőtelepítések eredményei (Győrszentiván–Gönyű közötti erdők, Bönyi-erdő, Ácsi-erdő), míg másutt (néhány kisebb erdőfolt eltűnésétől illetve kisebb erdőtelepítéstől eltekintve) nincsenek lényegesebb változások. A későbbi katonai felmérések térképein (harmadik 1882, negyedik 1921–1923) nyomon követhetőek a további erdőtelepítések (például Bábolna, Tata, Gönyű környékén), illetve az erdőterület csökkenése a Bakonyaljával határos területeken.

A 18. század végén erdőnek jelölt területek többsége mára jelentősen átalakult. He-lyükön többnyire szántók, vagy tájidegen fafajok (akác, erdei és feketefenyő, ritkábban nemesnyár) állományai láthatóak. Némelyik átalakítása a közelmúltban zajlott le. Ilyen például a Császárhoz közeli Makki-erdő. FÖLDEVÁRY (1934) még szép kifejlődésű, zárt, „erdőrezervációnak” kijelölt, 120–130 éves homoki tölgyes állományról számol be. He-lyén ma nemesnyár és akác ültetvények sorakoznak, és a teljes talajelőkészítés miatt sa-ynos eltűnt az egykori erdei vegetáció is. Néhány „túlélő” faj az erdőkkel szomszédos homoki gyepekben maradt meg: *Astragalus glycyphyllos*, *Quercus cerris*.

A ma természetszerűnek tűnő erdőfoltok közül mindössze kettőt ábrázol erdőnek min- den térkép az első katonai felmérés óta. Az egyik ilyen a nagyigmándi Karabuka-erdő. A Concó partján található természetszerű erdőfragmentum (nem számítva ide a mellétele- pített állományokat) egy degradált keményfás ligeterdő, melynek állományalkotó fafaja a

Quercus robur, és a *Fraxinus excelsior* (utóbbi gyakoribb, olykor konszociációt alkot), de többfelé (gyakran foltokban) megjelenik az *Ulmus minor*, illetve szórványosan az *Ulmus laevis*, a *Populus alba*, a *Populus x canescens* és a *Cerasus avium* is. Az erdőgazdálkodás néhol *Juglans nigra*-t elegyített az állományba. Sajnos terjed az *Acer negundo*, a nyiladékokban, erdőszéleken pedig a *Robinia pseudo-acacia* és az *Ailanthus altissima*. A cserjeszint fejlettsége változó, rendszerint csak az erdőszéleken fejlett. Jellemző fajok: *Cornus sanguineus*, *Coryllus avellana*, *Sambucus nigra*, *Euonymus europaeus*, *Acer campestre*, illetve az *Acer negundo* és a *Robinia pseudo-acacia*. A gypszintben tömeges a *Galium aparine*, a *Stellaria media*, illetve foltokban az *Aegopodium podagraria*. Gyakori a *Polygonatum multiflorum*, *Aristolochia clematidis*, *Poa nemoralis*, *Brachypodium sylvaticum*. A kora tavaszi aspektus jellemző faja az *Anemone ranunculoides* a *Viola odorata*, és a *Gagea lutea*. További érdekesebb, szórványosan megjelenő fajok: *Clematis integrifolia* (nyiladéokban), *Lactuca quercina*, *Stachys sylvatica*, *Symphytum tuberosum*. A Győr-Tatai Kisalföld utolsó (ráadásul nem Duna menti) keményfás ligeterdeje a tájtörténeti adatok alapján tehát természetes eredetűnek, valamint az elmúlt bő 200 évben folyamatosan erdővel borítottnak tekinthető. Érdekesebb növényfajai az egykori ártéri erdő maradványai.

Az első katonai felmérés óta erdőnek jelölt másik terület a Győrszentiván határában, homokon található Haraszt-erdő, mely ma az autópályát az 1-es sz. főúttal összekötő autót út közelében, attól északra található (az EOV térképen a helyrajzi jelölés hibás!). Az állomány „eredeti” összetételét nem ismerjük, az első katonai felméréshez készített országleírás csak „ein kleines hochstämmiges Wäldel”-t említ. A 20. század elején POLGÁR főleg csertölgyből álló erdőről ír (POLGÁR 1912a), részletesebb jellemzés nélkül. Összefoglaló művében már több növényfajt is jelez a Haraszt-erdőből (POLGÁR 1941), melyek többsége a száraz (homoki) tölgyesekre jellemző: *Polygonatum latifolium*, *Convallaria majalis*, *Lithospermum officinale*, *Buglossoides purpureocaerulea*, *Clinopodium vulgare*, *Lactuca quercina*. A fák közül a *Quercus cerris* mellett jelzi a *Sorbus torminalis* és az *Acer campestre* jelenlétét is. Említ különböző szárazgyepi fajokat is, minden bizonnyal az erdőfolt körüli gyepekből. Ilyen például a *Reseda phyteuma*, *Teucrium montanum*, *Viola ambigua* vagy a *Carlina acaulis*. Nem tesz említést üde erdei fajokról (*Anemone ranunculoides*, *Corydalis* spp., *Dentaria bulbifera*, *Stachys sylvatica*, stb. – a felsorolt fajokat a térségből sem említi).

Ma a területen az akácok illetve nemesnyárasok között két, egymáshoz közeli, csertölgy dominálta foltot találunk. Közülük a déli egészen kicsiny és a tölgyek alatt az *Ailanthus altissima* sűrű állománya alkot szintet. Érdekesebb fajok: *Ribes rubrum*, *Stachys sylvatica*. A fiatal akácok által közrefogott északi, nagyobb erdőfolt uralkodó fafaja a *Quercus cerris*, de jellemző elegyfa a *Quercus robur*, illetve szórványosan az *Ulmus minor*, *Acer campestre*, *Acer platanoides*, *Tilia cordata* is. A cserjeszint fejlett (*Acer campestre*, *Crataegus mongyna*, *Sambucus nigra*), tájidegen fajok (*Ailanthus altissima*, *Celtis occidentalis*, *Robinia pseudo-acacia*) fiatal egyedeivel fertőzött. A gypszintre az általános lomberdei és a bolygatást jelző fajok a jellemzőek. Érdekesebb növény a *Stachys sylvatica*, mely a fentebbiek alapján (POLGÁR 1941) az utóbbi bő fél évszázadban jelent meg.

A többi természetszerűnek tűnő erdőt a térképek tanúsága szerint szántóra, legelőre, esetleg kaszálóra telepítették. A Bőnyi-erdő helyén az 1782–1783-as felmérés még szántót, illetve néhol legelőt ábrázol, melyre a 19. század közepére már jelentős kiterjedésű

erdőt telepítettek. Az erdősítés kezdetben elsősorban nyáakkal történt, melyeket később (a 19. század második felétől) egyre jobban felváltott az akác (POLGÁR 1912a, MAGYAR 1933). A 20. század eleji állapotokat szemlélteti a következő idézet: „A nyárfa-ligetek eredeti erdők benyomását keltik, bár valószínűleg ültetettek. Főleg *Populus alba*- és *nigra*-ból állnak, de előfordulnak még *Populus tremula*, *Salix Caprea*, *Betula verrucosa*, *Quercus Cerris*, *Acer campestre*, *Ulmus scabra*.” Az erdőket emellett „erdei és fekete-fenyőből álló kisebb fenyvesek és akáczosok tarkítják” (POLGÁR 1912b).

Az erdőtömbre ma jellemzőek az erdei és fekete-fenyő valamint akác alkotta állományok, melyek helyenként nyáakkal, illetve az egyre jobban terjedő bálványfával elegyednek. Jobb állapotú erdőket a tömb déli részén találunk. Ezek többnyire cseres, vagy cseres-kocsányos tölgyes állományok, melyekben elegyedve vagy csoportosan kislevelű hársat, bibircses nyírt, fehér és szürke nyárat, erdei fenyőt, sőt gyertyánt találunk. Szórványosak: mezei szil, juharok, nagylevelű hárs, madárcseresznye, vadkörte. Az erdőtömb legismertebb fafaja a bükk, mely jelenleg három folton fordul elő. POLGÁR (1941) bár külön foglalkozik vele, még nem említi. Először MAJER (1968) tudósít róla, aki szerint a „Bónyi erdőben idős bükk-törzsek is előfordulnak”. Az erdő történetének ismeretében ezek semmiképpen nem tekinthetők természetes előfordulásnak (vö. KEVEY 1995), lelőhelyükön az első katonai felmérés térképe szántót jelöl.

A tölgyes erdők aljnövényzetére az általános lomberdei fajok jellemzőek, bár két kisebb folton érdekesebb növények is előfordulnak. Az egyik ilyen folt a Belényes-tanya mellett található, melynek területe 1782–1783-ban még szántó volt. Érdekesebb fajok: *Corydalis cava*, *Convallaria majalis*, illetve a fässzárúak közül a *Padus avium*, *Ribes rubrum*. Elképzelhető, hogy többségük kerti növényként került ide (az elhagyott épület körül megtalálható még: *Hemerocallis fulva*, *Narcissus radiiflorus*). A másik érdekesebb folt az előbbtől nem messze (kb. 1 km), északkeletre található. Területén az első katonai felmérés térképe ebben az esetben is szántót ábrázol. A kicsiny folt érdekesebb, olykor tömegesen előforduló fajai: *Corydalis cava*, *Gagea lutea*, *Viola odorata*, *Galanthus nivalis* (néhány tö), *Adoxa moschatellina* (a környéken foltokban többfelé tömeges), *Anemone ranunculoides*, *Geranium lucidum*. Eredetüket nem sikerült kideríteni, de elképzelhető, hogy erdei termőfölddel (például a facsetetékkel együtt) kerültek ide (felmerülhet az ültetés is, de némelyik fajnak nincsen dekorációs értéke). A szerző tapasztalata alapján ilyen fajkészlet kialakulásához meglepően kis mennyiségű termőföld is elegendő. Az erdőtömb további, alföldi homoki tájban érdekesebb növényei: *Galium odoratum*, *Viola mirabilis* (mindkét faj bükk-törzs közelében, kis folton, de tömegesen; magvaik akár a bükkcsemete földjével is ide kerülhettek), *Heracleum sphondylium*, *Stellaria holostea*, *Carex digitata*, *Orchis militaris*, *Orchis purpurea*, *Platanthera bifolia*.

A *Győr és Gönyű közötti erdők* helyén elsősorban legelőket és szántókat jelöl az első katonai felmérés. A térképén ábrázolt, Kísszentjánostól északra fekvő két kisebb erdőfolt helyén ma jellegtelen aljnövényzetű akácos és fenyves állományokat láthatunk. Az erdőtömbre jellemző, adventív fajok által uralt állományok mellett cseres és kocsányos tölgyes erdőkkel is találkozhatunk. Aljnövényzetük jellegtelen, gyakran bolygatott, tisztásaikon viszont számos érdekesebb pusztai növényfaj fordul elő (a korábbi botanikai publikációk leginkább ezekkel foglalkoznak). A tájtörténeti adatok alapján tehát ezek a jellegtelen állományok másodlagos, telepített erdők, melyek antropogén eredetét már POLGÁR (1912 a) is feltételezte (az állományok zömét a kor erdészeti gyakorlatának megfelelően akkor még a nyáarak alkották). Érdekesebb fafaj az egy helyen megjelenő

Carpinus betulus, melynek eredete ismeretlen (ültetett vagy szubspontán?), a *Padus avium*, illetve az ültetett *Tilia platyphyllos*.

Az Ácsi-erdő helyén szintén legelőket és szántókat térképeztek 1782–1783-ban. A botanikai szempontból érdekesebb rész, a későbbi „Herkályi-erdő” akkor még legelő volt. Az erdőtelepítések a 19. század elején kezdődtek nyár-, nyír-, akác- és tölgycesmetékekkel, illetve makkvetéssel, majd 1813-tól már fenyővel is (MAGYAR 1933). Az 1840-ben készült térkép alapján az erdők akkori kiterjedése már megközelítette a mai állapotokat. Az Ácsi-erdőt ma elsősorban tájidegen fafajok alkotta ültetvények alkotják, de az erdőtömb 1. sz. főúttal határos részén idős kocsányos tölgyest is láthatunk, melynek fái között a teret mára idegenhonos fafajok töltötték be. Az aljnövényzet többnyire jellegtelen, mindössze az Erdő Csárda melletti kis folton találunk érdekesebb (kora tavaszi) növényzetet: *Eranthis hyemalis* (elsőként JÁVORKA 1910), *Corydalis cava*. Minden bizonnyal mindkét fajt esztétikai célból ültették (a csárda helyén már az 1882-es térkép is épületet jelöl). Szintén adventívnek tekinthető a szórványosan megjelenő *Smyrnum perfoliatum* is.

A tatai Öreg-tó körüli és az attól délre fekvő erdők helyén az első katonai felmérés során szántót, gyepeket, illetve az akkor még jóval nagyobb kiterjedésű tavat térképeztek. Még a második katonai felmérés 1840-ben készült, a remeteségi épületeket már ábrázoló szelvénye is csak fasorokat, illetve elszórtan fákat ábrázol. A ma botanikai szempontból érdekesebb remeteségi, illetve Rókalyuki-erdő területén akkor gyeper, illetve szántó volt. Egy 1870-ből származó leírás szerint a várostól „dél felé legnagyobb részt szántóföldek és kaszálók vagy homokos parlag dombok vannak, melyeket csak itt ott ékit egy-egy facsoport” (FRANK 1870). Az 1882-ből származó harmadik katonai felmérés a Rókalyuki-erdő ma érdekesebb részein szántót, míg a remeteségi gyeper jelöl, melyen elszórtan fák állnak. Az említett helyektől kissé távolabb, de a mai erdőtömb területén a térképen látható néhány jól körülhatárolt kisebb folt, mely feltehetően erdőtelepítés. Ez különösen annak fényében valószínű, ha megnézzük a negyedik katonai felmérés 1921–1923-ban készült térképét, itt ugyanis már egyértelműen erdőfoltokat ábrázoltak. Visszatérve a botanikai szempontból ma érdekesebb foltokra a 20. század elején készült térképen Remeteségnél már az Eszterházy grófok utakkal behálózott pihenőerdejét látjuk. A Rókalyuki-erdő nagy része ekkor még mindig szántó, az erdőket csak később, a század közepén telepítették (mint az Öreg-tó körüliek többségét is).

Az Öreg-tó körüli erdők változatos összetételűek: erdei és feketefenyveseket, akácokat, ostorfásokat, füzeseket, égeres foltokat, elegyetlen csereseket, cseres-kocsányos tölgyeseket, nyárasokat, különféle elegyes állományokat, stb. találunk. Helyenként kisebb nyíres foltok is megjelennek. Az alföldön érdekesebbnek számító, de ültetett fafajok: *Acer pseudoplatanus*, *Carpinus betulus*, *Sorbus torminalis*, *Tilia platyphyllos*. A továbbiakban csak a botanikai szempontból érdekesebb remeteségi és Rókalyuki-erdővel foglalkozunk.

A Remeteségi-erdő (Tata) botanikai szempontból legérdekesebb foltjának fafajösszetétele az eredeti parkerdei célnak megfelelően igen vegyes (sok faj, a különböző fafajok szórtan, vagy kisebb csoportokban): *Tilia cordata*, *Tilia platyphyllos*, *Acer campestre*, *Acer pseudoplatanus*, *Acer platanoides*, *Carpinus betulus*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior*, *Celtis occidentalis*, *Aesculus hippocastanum*, *Platanus x hybrida*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*. Az idősebb fák közötti lécek, illetve az alsó lombkoronaszint özöngyomokkal töltődött be: *Acer negundo*, *Robinia-pseudo-acacia*. A cserjeszint fejlettsége változó, gyakran a fafajok újulata alkotja. A gyepszintet sűrűn behálózza a *Hedera helix*

és a *Vinca minor*, gyakori az *Aegopodium podagraria*. A gyepszint érdekesebb fajainak többsége egy egészen kicsiny területre, a remeteségi, egykoron grófi épületekhez közeli, homok alapközetű domboldalra koncentrálódik, melynek lábánál az 1840-es térképen még egy kisebb mesterséges tó is látható. Említésre érdemesebb fajok: *Adoxa moschatellina*, *Anemone ranunculoides*, *Arum orientale*, *Cardamine bulbifera*, *Convallaria majalis*, *Corydalis solida*, *Galeobdolon montanum*, *Omphalodes scorpioides*, *Polygonatum multiflorum*, *Pulmonaria officinalis*, *Stachys sylvatica*, *Viola odorata*. A fajok egy része nyilván ültetett (pl. *Vinca minor*), míg más része valószínűleg az ültetett növényekkel együtt, azok földjével került ide (pl. *Omphalodes scorpioides*). (A remeteségi parkosítással kapcsolatban egyelőre nem kerültek elő földlabdás ültetéssel kapcsolatos adatok az Eszterházy irattárból, de más parkjaik fásításakor gyakran előnevelt, földlabdás fácskákat hoztattak – SYLVESTER Edina ex verb.). A fajkészlet, a korabeli úthálózat és a távolság alapján a termőföld valószínűleg a Gerecséből, talán Baj és Vértesszőlős térségéből került ide.

A Remeteségi-erdő egy másik érdekesebb erdőfoltja a mai golfpálya túlsó oldalának vizenyős mélyedésében található (az egykori vadaskert területén). Itt a korabeli térképek üde gyeptel jelölnek, a 19. század közepétől a vízfolyást kísérő facsoporttal. A 20. század elején már kisebb erdőfoltot térképeztek. Az erdő jól kivethető az 1951-es légi felvételen is, ahol a mai nyáras részek még gyepek voltak. Napjainkra az erdőfolt mérete nagyobb lett, bár az autópálya-építés miatt a déli csücsök eltűnt. Az állományalkotó fajok az *Alnus glutinosa*, illetve helyenként a *Populus alba* és a *Populus x canescens*, de egy kisebb foltban *Quercus cerris* csoport látható. A cserjeszintben illetve az uralkodó fajok alatt gyakori a *Padus avium*. A gyepszint érdekesebb faja az *Aegopodium podagraria*, a *Salvia glutinosa*, és a *Scirpus sylvaticus* (kis foltban, nyiladékbán). Utóbbi feltehetően az egykori vizenyős gyepekben korábban is lehetett, míg a *Salvia glutinosa* talán a közeli gerecsei állományaiból (légvonalban kb. 3 km) került ide. Szintén a közelmúltban telepedhetett meg az *Aegopodium podagraria* is, legegyszerűbben a Remeteségi-erdő túlsó felének volt parkerdejéből.

Az égeresekkel kapcsolatban érdemes megemlíteni, hogy a Tatától északra fekvő Fényes-források környéki erdők helyén még a harmadik katonai felmérés térképe (1882) is csak vizenyős réteket jelöl. FRANK (1870) is csak réteket említ, fajlistájában sincsenek fák. Az első, kisebb erdőfolt (inkább sáv) az 1921-ben készült térképen jelenik meg. BOROS 1924–1925-ben járt a területen. Terepnaplóiban erdőről nem tesz említést, viszont fajlistájába feljegyzi a mézgás éget (más fajtát nem) (BOROS 1924–1925 mscr.). Az 1951-es légi felvételen a mainál valamivel kisebb erdőfolt(ok) láthatóak. A Fényes erdei tehát az utóbbi bő száz évben alakultak ki a láprétek helyén. Alföldi viszonylatban érdekesebb fajai, mint például az *Aegopodium podagraria*, *Stachys sylvatica* vagy a *Ribes rubrum* azóta kerültek ide. Ezeket a fajokat egészen az ezredfordulóig nem említik (FRANK 1870, FEICHTINGER 1899, GÁYER 1916, BOROS 1924–1925 mscr. és 1937, SCHRÓTH 1970, 1972).

Visszatérve a Tatától délre fekvő erdőtümbre szólnunk kell még a Rókalgyuki-erdőről (Környe-Vértesszőlős). Természetszerű részein cseres-kocsányos tölgyes állományok találhatóak, melyek üdőbb foltjain szórványos a *Padus avium*. A cserjeszint fejlettsége változó. Jellemző, gyakori faj az *Euonymus europaeus*, *Ligustrum vulgare*, *Sambucus nigra*, érdekesebb növény a *Ribes rubrum*, illetve a szárazabb részekben, erdőszéleken a *Lonicera xylosteum*. A gyepszintben az általános lomberdei fajok mellett szórványosan üde erdei növények is megjelennek. Többségük szétszórta, néhány kisebb foltban fordul elő. A foltok fajgazdagsága tág határok között változik, többségükben az alább felső-

roltak közül csak néhány található meg. Érdekesebb fajok: *Adoxa moschatellina*, *Ane-mone ranunculoides*, *Corydalis pumila*, *Corydalis solida*, *Cardamine bulbifera*, *Galium odoratum*, *Neottia nidus-avis*, *Polygonatum multiflorum*, *Pulmonaria officinalis*, *Stachys sylvatica*, *Stellaria holostea*, illetve az erdőszéleken a *Primula veris*. A növények feltehetően a facsemetékkal együtt kerültek ide. Látható, hogy bő fél évszázad alatt alföldi viszonylatban elég jó fajkészlet alakult ki.

Értékelés

A különböző katonai felmérések (1782–1783-tól napjainkig) térképlapjainak tanulsága szerint az elmúlt bő kétszáz évben (a Duna árterét nem számítva) folyamatosnak tekinthető erdőborítás csak a Concó mentén található nagyigmándi Karabuka-erdőben, valamint a Győrszentiván melletti Haraszt-erdőben volt. Az évszázados erdőhasználat illetve az erdőgazdálkodás eredményeként ezek az állományok is jelentősen átalakultak. Ez jól látható a fafajösszetételen, elegyarányon (pl. csertölgy a Haraszt-erdőben /vö. BÍRÓ 2003/ vagy magas köris konszociációk a Karabuka-erdőben), valamint a fajkészleten. Kizárólag a faállomány és a gypesztint vizsgálata alapján gyakran nem lehet elkülöníteni a maradvány jellegű és a telepített erdőt, sőt olykor a telepített állományok tűnnek jobb állapotúnak.

A „maradványerdőnek” tűnő, de a tájtörténeti kutatások alapján telepített állományokban gyakran előfordul, hogy az alföldi viszonylatban ritkábbnak számító „jobb” fajok a hasonló adottságú termőhelyek nagyobb kiterjedése ellenére kis területen koncentrálódnak. A fajok lokális elterjedését vizsgálva látható, hogy a lassabban terjedők gyakran csak egy egészen kicsiny, „szobányi” foltban élnek, míg a gyorsabban terjedők az előbbi folt körül többfelé felbukkannak (például *Galanthus nivalis* vs. *Adoxa moschatellina* a Bőnyi-erdőben). A vizsgálat éveitől megfigyelhető volt bizonyos fajok lassú terjedése is (például *Corydalis cava* a Bőnyi-erdőben).

A ritkább növényfajok többféle módon kerülhettek a telepített erdőkbe. Mivel nagy részük nehezen terjed, ráadásul a legközelebbi propagulumforrás igen messze esik, felmerül az antropochor terjesztés. Az egyik ilyen lehetőség a szándékos telepítés (például *Eranthis hyemalis* az Ácsi-erdőben). Máskor a facsemetékkal együtt érkeztek azok földjével együtt. Ebben az esetben többféleképp kerülhettek mai lelőhelyükre. Érkezhettek például a facsemete gyökérzetéhez tapadt földdel. Ilyenkor az egészen kis mennyiségű föld legnagyobb eséllyel maximum egy-két faj magvait rejti, viszont azok a nagy csemeteszám miatt sokfelé eljutnak. Mára ezek a növények az erdőben gyakran többfelé fellelhetőek, de csak kisebb, fajszegény foltokban (például a Rókalyuki-erdő számos üde erdei virága). Az Eszterházyak sokszor földlabdás fácskákat hozattak parkjaikba, melyek nagyobb mennyiségű földjében fajgazdag magkészlet lapulhatott. Sőt a tápanyagszegény homoki talaj miatt akár néhány kocsi termőföldet is hozathattak a pár kilométer távolságban található középhegységi erdőkből a telepítendő növényzet jobb megmaradása és fejlődése érdekében (Remeteségi-erdő). Máskor a pontszerűen jelentkező fajgazdag aljnövényzet oka lehet, hogy a telepítés után a gyökerekről lerázódó, kocsin maradt földet lesöpörték az út mellé a benne levő propagulummal együtt (Bőnyi-erdő?). A felsoroltakon kívül bizonyos fajoknál még további más antropochor (szállító járműhöz–, cipőhöz, stb. tapadt magok), illetve természetesen egyéb más terjedési mód is elképzelhető.

Számos érdekes, alföldi viszonylatban ritka, „maradványnak” tűnő növényfaj (köztük a bükk is) jelenléte tehát az elmúlt kétszáz év antropogén hatásainak eredménye. A terméshatásuknak tűnő erdők többnyire telepítettek és korábbi szántók vagy legelők helyén állnak. Az eredmények fényében érdemes újra átgondolni a kisalföldi (esetleg más alföldi) erdei vegetációról alkotott elképzelésünket.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom az antropogén hatásokkal kapcsolatos információikért Sylvester Edinának és Schmidt-mayer Richárdnak, valamint az irodalmak felkutatásában nyújtott segítségéért Papp Gábornak.

Irodalom

- BIRÓ M. 2003: A Gödöllői-dombvidék Tájvédelmi Körzet erdő- és tájhasználat-története a 18. századtól napjainkig. Kézirat, Vácrátót.
- BOROS Á. 1924, 1925: Florisztikai jegyzetek. Kézirat, MTM Növénytár.
- BOROS Á. 1937: Magyarországi hévizek felsőbbrendű növényzete. Botanikai Közlemények 34: 85–118.
- FEICHTINGER S. 1899: Esztergom megye és környékének flórája. Esztergom-Vidéki Régészeti és Történelmi Társaság kiadványa, Esztergom.
- FÖLDVÁRY M. 1934: Felsődnánutúli természeti emlékek. Erdészeti Lapok 73: 698–715.
- FRANK F. 1870: Tata vidéke flórájának rövid ismertetése. A kegyestanítórend tatai kisgymnasiumának értesítője az 1869/70. tanévre, Esztergom.
- GÁYER GY. 1916: Komárom megye virányos növényeiről. Magyar Botanikai Lapok 11: 37–54.
- JÁVORKA S. 1910: hozzászólás KERÉKGYÁRTÓ Á.: Az *Eranthis hyemalis* új budapesti előfordulása c. előadásához. Botanikai Közlemények 9: 168.
- KEVEY B. 1995: Adatok a bükk (*Fagus sylvatica* L.) alföldi elterjedéséhez az atlanti kortól napjainkig. Botanikai Közlemények 82: 9–25.
- KIRÁLY G. (szerk.) 2009: Új magyar füvészkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósvalfő.
- MAGYAR P. 1933: A homokfásítás és növényzociológiai alapjai. Erd. Kísér., 35: 139–227.
- MAJER A. 1968: Magyarország erdőtársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- MAROSI S., SOMOGYI S. 1990: Magyarország kistájainak katasztere I. MTA Földrajztudományi Kut. Int., Budapest.
- ÖRDÖG F., VÉGH J. 1985: Komárom megye földrajzi nevei. Magyar Nyelvtudományi Társaság, Budapest.
- POLGÁR S. 1912a: A győrmegyei homokpuszták növényélete. Győri Áll. Főreálisk. 1911/12. évi értesítő: 1–41.
- POLGÁR S. 1912b: Győrmegye növényföldrajza és edényes növényeinek felsorolása. Magyar Botanikai Lapok 11: 308–335.
- POLGÁR S. 1941: Győrmegye flórája. Botanikai Közlemények 38: 201–352.
- RIESING N. 2005: Adatok a Gönyű-Neszmély közötti Duna-szakasz flórájához és vegetációjához. Botanikai Közlemények 92: 57–67.
- SCHRÓTH Á. 1970: A Fényes-források növényvilága I. A tatai Herman Ottó Természettudományi Stúdió munkái 1: 49–58.
- SCHRÓTH Á. 1972: A Fényes-források növényvilága II. A tatai Herman Ottó Természettudományi Stúdió munkái 2: 124–128.
- SOÓ R. 1961: Az Alföld erdői. In: MAGYAR P. (szerk.): Alföldfásítás I. – Akad. Kiadó, Budapest, p. 419–478.
- SOÓ R. 1964, 1973: A Magyar flóra és vegetáció rendszertani-növényföldrajzi kézikönyve I., V. Akadémiai Kiadó, Budapest.

FORESTS OF THE EASTERN KISALFÖLD: LAND-USE HISTORY AND VEGETATION

N. RIEZING

2851 Környe, Alkotmány u. 43/7., e-mail: nriezing@gmail.com

Keywords: Kisalföld, natural forest, land-use history, manmade vegetation, beech

The study's aim was to research the interrelation between the land-use history and the vegetation in the natural forest's of the eastern part of the Kisalföld. The studied area was almost entirely deforested in the late 18th century. The old maps show only a few woodlands.

At the beginning of the 21st century most of them disappeared or transformed to adventive plantations (black locust, pine, cultivated poplar). Only two small area remain: Karabuka-erdő (riverine oak-elm-ash woodland) and Haraszt-erdő (turkey oak woodland). The previous land-use transformed and degraded these forests. In the last two centuries some native (oak dominated) forest were planted. It is interesting that some of these planted forests have rich vegetation and seem to be more natural than the not planted ones. It thanks to the human activity and the antropochor spreading of many species. Some of them were planted, but most of them comes with the planted trees, because the seeds hidden in their soil. The research shows that many species which seem to be relict come here by human activity in the last two centuries. That is beech which is non-native on the studied area.

TÁJTÖRTÉNETI VIZSGÁLATOK A KISGOMBOSI FÁS LEGELŐN

GEIGER Barbara, SALÁTA Dénes, MALATINSZKY Ákos

Szent István Egyetem, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet,
Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék, 2103 Gödöllő, Páter K. u. 1.
e-mail: rozimozi89@gmail.com

Kulcsszavak: fás legelő, tájtörténet, gazdálkodás, Hatvan-Kisgombos

Összefoglalás: A Hatvantól É-ra 18 hektáron elterülő, felhagyott kiscgombosi fás legelőn végeztünk tájtörténeti kutatást különböző írott és vizuális források alapján a tájhasználat-történet leírása, továbbá a területen bekövetkezett fiziognómiailag elkülöníthető változások nyomon követése, ábrázolása céljából. A felszínborítás változásait az 1932-es, az 1957-es, az 1975-ös katonai munkatérképek, az 1989-ben felújított EOv térkép és a 2005-ben készült légifelvétel feldolgozásán keresztül szemlélítettük.

A vizsgálati terület első írásos említése a 17. századból származik. A kéziratos térképek, a katonai felmérések és a katonai munkatérképek feldolgozása során kiderült, hogy a kiscgombosi fás legelő egykori zárt erdő felnyílása révén jött létre. Birtoklástörténete bonyolult és szerteágazó. Fás legelő habitusának pontos kialakulását csak becsülni lehet. Az I. Katonai Felmérés már igen ritka magastörzsű tölgyfaerdőt említ a helyén, ugyanakkor az 1930-as évekből származó fényképanyag bizonyítja, hogy akkor még használatban lévő fás legelő volt. Fokozatosan hagyták fel, amit a katonai munkatérképek alapján készített felszínborítás-változásokat bemutató ábrák is jól tükröznek, továbbá pontos következtetések vonhatóak le a fás vegetáción végzett évgyűrvizsgálatok eredményeiből.

Bevezetés

A fás legelők az ember tájalakító tevékenységének eleven örökségei, egyszerre őrzik az egykori tájhasználat nyomait és az élővilág sokféleségét. Fontos jellemzőjük, hogy átmeneti és mozaikos élőhelyek, így ideális életteret nyújtanak a szegélyzónákhoz kötődő fajoknak. Az erdő- és mezőgazdasági rendszerek változása folytán, valamint az állatlétszám jelentős csökkenésével napjainkra a veszélyeztetett élőhelyek közé sorolandók.

Hazánkban mintegy 5500 hektáron találunk fás legelőket és legelőerdőket (BÖLÖNI et al. 2008), amelyek jelentős hányadát ma már nem használják. A felhagyás következtében másodlagos szukcessziós folyamatok nyernek teret, amelyek alapvetően megváltoztatják az élőhely habitusát. A Magyarország Természetes Növényzeti Örökségének Felmérése program a fás legelőket a nyolc legvesélyeztetettebb fásszáru élőhely közé sorolja (MOLNÁR et al. 2008).

Az Északi-középhegységben mintegy 500 hektáron találkozhatunk fás legelőkkel (BÖLÖNI et al. 2008), míg Heves megyében 1997-ben mindössze 5 fás legelőt írtak le (HARASZTHY et al. 1997). Az összeírtak között nem szerepel a vizsgálatunk tárgyát képező felhagyott fás legelő, amely az extenzív gazdálkodás hírmondójaként élkelődik be a szántók és intenzív gyümölcsösök uralta tájba.

Kutatásunk célja a terület vegetációjának és tájhasználat-történetének vizsgálata a fás legelő kialakítása óta eltelt időben, a használat során és a felhagyás óta, az élőhely-szerkezetben bekövetkezett változások nyomon követése és ábrázolása, valamint a jelenleg is fás legelő képet mutató részek állapotának jellemzése.

Irodalmi áttekintés

Az egykori erdők használatának megismeréséhez HEGYI (1978) és PETERCSÁK (1992) munkái szolgáltak alapul. Az irtásgazdálkodás részletei és az ezzel kapcsolatba hozható kezdetleges művelési módok TAKÁCS (1976, 1980) műveiből kerültek feldolgozásra. Az erdő- és legelőhasználat történelmi és jogi hátterét a heves megyei közbirtokosságok ismertetésén keresztül PETERCSÁK (2003) mutatja be, a magyar erdőgazdálkodás-történetet egészen a II. Világháborúig KOLOSSVÁRY (1975) dolgozta fel.

Kifejezetten a kiemelt területhasználatokkal foglalkozó irodalmak a 19. és a 20. század fordulójáról maradtak ránk. A legelőerdők kialakításával, kezelésével és hasznosításával foglalkozik az Országos Erdészeti Egyesület által 1890-ben kiírt pályázatra készített dolgozatában FÖLDES (1895) és MÁRTON (1897). Az Erdészeti Lapok cikkeinek feldolgozásával még részletesebben tanulmányozható a fás legelők és legelőerdők kialakulásának folyamata; BELHÁZY (1888), BERENDY (1902), PORUBSZKY (1902), SZENTIMREY (1902), GEGESI KISS (1911) nyomán, szakmai vitákon keresztül fokozatosan rajzolódik ki az egyre inkább részletgazdag kép.

A témát átfogóan ábrázolja erdélyi tanulmányain keresztül OROSZI (1995, 2005); írásaiban a fás legelők és legelőerdők kialakulásának folyamatát, valamint ezzel párhuzamosan az említett területhasználatok definícióinak változásait is nyomon követi.

Az erdei legeltetéssel, a fás legelőkkel és a legelőerdőkkel kapcsolatos jogszabályokat, amelyeken keresztül végigkövethető a vizsgált tájhasználati módok jogi hátterének folyamatos változása SALÁTA et al. (2009) foglalták össze.

A 20. század végének egyik legrészletesebb, a vizsgálati témában megjelent kiadványa HARASZTHY et al. (1997) által készített tanulmány. Az extenzív mezőgazdaság keretébe illeszti és egyúttal elemzi is ezeket a földhasználati módokat MÁRKUS (1993). Egyes fás legelők élővilágával, élettelen környezetével, állapotával kapcsolatos kutatások leginkább különböző ismeretterjesztő kiadványok, természetvédelmi kezelési tervek, jelentések, diploma- és szakdolgozatok formájában kerültek napvilágra. A kiskombosi fás legelő növény- és állatvilágáról MESTER (2002, 2003) és SÁNTA (2004) közöl adatokat.

Európa több országában is foglalkoznak az erdei legeltetés, a fás legelők és a legelőerdők kérdéskörével, kutatásaik mindezek természetvédelmi és gazdasági szerepére is kiterjednek (HOLL és SMITH 2002, KUULUVAINEN 2002). RIGUEIRO-RODRÍGUEZ et al. (2008) és MOSQUERA-LOSADA et al. (2006) munkáikban a vizsgált tájhasználati módokat az agrár-erdészeti rendszereken belül helyezik el, és a „silvopasture” elnevezést alkalmazzák jellemzésükre.

A kiskombosi fás legelőhöz köthető közelebbi információkhoz BÉL (1735) és FÉNYES (1837, 1842, 1851) műveinek feldolgozásával jutottunk, a különböző város- és vármegeleírásokból (BOROVSKY 1903) pontosabb következtetések vonhatóak le a területet illetően. A SZEPES (1940) által készített Hatvan monográfiájából nyert adatok jól kiegészítik a felhasznált térképek információtartalmát. Az írott források településnevekre vonatkozó részleteit KOVÁCS (1991) foglalta össze.

A Heves Megyei Levéltárban áttekintett dokumentumok közül a HML XV-9./T-62, HML XV-9./T 212, a HML XV-10./U 145 és a HML L 61-IV-404/a/16/14300 térképeket, valamint a HML XV-8/a/214-I./1. határleírási jegyzőkönyvet használtuk fel. A kataszteri iratok közül XV-8/b/53/48/a Hatvan nagyközség felvételi előrajza, XV-8/b/54/48/c Hat-

van nagyközség felvételi előírja nyilvántartás útján, XV-8/b/54/48/d Hatvan adóközségnek határleírása Gombos pusztával c. iratok nyújtották a legtöbb hasznos adatot.

A Szent István Egyetem Kosáry Domokos Könyvtár és Levéltárban az Egyetemi Tangazdaságokkal, azon belül is a Nagygyombosi Egyetemi Tangazdasággal foglalkozó iratanyagot dolgoztuk fel, ugyanis a terület jelenlegi és korábbi bejegyzett kezelője a Szent István Egyetem tangazdasága. A SZIE KDKL R-856-62-21/1952., SZIE KDKL R-856-62-26/1952., SZIE KDKL R-856-62/11/1952., SZIE KDKL R-856-62/32/1952., SZIE KDKL R-856-62-54/1953.; SZIE KDKL R-841-gy-29/1954., SZIE KDKL R-841-gy-26/1954., SZIE KDKL R. 841-gy/28/1954. számú ügyiratokon felül a SZIE KDKL-GATE Egyetemtörténeti Különgyűjteményéből a 12,29; 12,32; 12,40; 12. I/23.; 12.I./31.; 12. II./9.; 12. II./10.; 12. II./13.; 12. II./22.; 12. II./50. számú iratokat tekintettük át.

Anyag és módszer

Vizsgálatunk tárgyát a Hatvan külterületén, a várostól É-i irányban, hozzávetőleg 6 kilométerre, 18 hektáron elterülő kiscgombosi fás legelő képezte. A kiscgombosi öregtölgyes névvel is illetett tájrészlet az Észak-magyarországi középhegység nagytájban a Mátravidek középtáj Mátraalja kistáj-csoportjának hegylábi és dombsági területei közül a Nyugati-Mátraalja kistáj területén fekszik (DÖVÉNYI 2010).

A kistáj 119 és 360 m közötti tszf-i magasságú, enyhén D-nek lejtő hegységelőtéri dombság. Felszínét idősebb hordalékkúpok 40-60 m relatív magasságú, völgyközi háttérként alakult kiemelkedései és fiatal süllyedékek tagolják. Horizontálisan gyengén szabdalts. A vizsgálati terület a kistáj DK-i részén helyezkedik el, ahol az átlagos relief 0-20 m/km² közötti értéket mutat (MAROSI és SOMOGYI 1990). A Mátrától távolodva agyagmár-ga, agyag és homok települ az andezitre és az andezittufára, melyet végül pleisztocén homok és lösz fed be ott, ahol ezt az erózió nem hordta el (STEFANOVITS et al. 1999). A kistáj a pleisztocénben kevésbé emelkedett ki, jellemző szerkezeti iránya az É-D-i és a DNy-ÉK-i. Legnagyobb részén (68%) csernozjom barna erdőtalajokat találunk. Jelentős mennyiségben fordulnak elő a barnaföldek is, mintegy negyedét borítják a kistájnak, ezen kívül a humuszos homoktalajok és a fiatal, nyers öntéstalajok is megfigyelhetők (MAROSI és SOMOGYI 1990).

Éghajlata mérsékelt meleg, száraz. Az évi napfénytartam 1900 óra körül alakul. Az évi középhőmérséklet 9,5–10,0 °C, a vegetációs időszak átlaghőmérséklete pedig 16,5–17,0 °C közötti. A napi középhőmérsékletek április 10–12. után emelkednek 10 °C fölé és október 16-ig meg is maradnak ezek az értékek. A fagymentes időszak mintegy 186–188 napra tehető. Az abszolút hőmérsékleti maximumok átlaga 33,0–34,0 °C, a minimumoké -16,0 °C. Az ariditási index 1,20–1,30. A leggyakoribb szélirány az ÉNy-i és a DK-i, az átlagos szélsébség 2–2,5 m/s. A csapadék évi átlaga 530–580 mm, ebből a vegetációs időszakban 320–340 mm hullik (DÖVÉNYI 2010).

A vizsgált terület tájhasználat-történetét különböző írott források, úgymint levéltári anyagok, monográfiák, kéziratok, kutatási jelentések és vizuális források, úgymint katonai felmérések, katonai és kéziratok térképek, valamint légifotók feldolgozásán keresztül tártuk fel. Az irodalmak beszerzése és áttekintése a Szent István Egyetem Kosáry Domokos Könyvtár és Levéltárból, a Hatvan Városi Művelődési Központ és Könyvtárból,

a Magyar Elektronikus Könyvtárból, az Elektronikus Periodika Adatbázisból, a Heves Megyei Levéltárból, a Hatvany Lajos Múzeumból és a Gödöllői Városi Múzeumból történt. A vizsgálati területéről készült katonai felmérések térképlapjai az Arcanum DVD-ROM kiadványairól származnak. A területet ábrázoló katonai munkatérképekhez a Hadtörténeti Intézet és Múzeum Térképtárában jutottunk hozzá. A következő szelvénytűszámú katonai munkatérképeket dolgoztuk fel: Heréd 4963/2/a (MA= 1:25000; 1932), Hatvan L-34-4-C-d (MA= 1:25000; 1952), Hatvan-É L-34-4-C-d (MA= 1:25000; 1957), Lőrinci L-34-4-C-d-2 (MA= 1:10000; 1975), Hatvan- É L-34-4-C-d (MA= 1:25000; 1989). Az 1951-es, 1956-os, 1980-as és 1986-os repülési évekből maradtak fenn a területről légifotók, amelyek méretaránya a repülési évtől és az alkalmazott fényképezési technikától függően változik.

Terepi vizsgálatainkat 2009 márciusától 2010 októberéig végeztük. A mintaterületet a vegetációs időszak különböző időpontjaiban jártuk végig. A tájhasználat-történet részletesebb megismerése érdekében évgűrűvizsgálatokat végeztünk a fás vegetációban. Az élő fákból Pressler-féle, más néven növedékfűrő segítségével vettünk mintát. A mérési egyenlőtlenségek kiküszöbölése végett a mintát lehetőleg 1,5 m-es magasságból, a fa közepét célozva, az évgűrűkre merőlegesen tartva nyertük. A fából kikerült mintán favályúban történt rögzítés, szárítás, ragasztás és csiszolás után megszámoztuk az évgűrűket. A kormeghatározás a böhöncök esetében a terület kialakulásáról, a felhagyás utáni újulat esetében pedig a fás legelő tisztításának felhagyásáról szolgált információkkal.

A felszínborítás változásainak szemléltetésére az 1932-es (szelvénytűszám: 4963/2/a; MA= 1:25000), az 1957-es (szelvénytűszám: L-34-4-C-d; MA= 1:25000), az 1975-ös (szelvénytűszám: L-34-4-C-d-2; MA= 1:10000) katonai, az 1989-ben felújított EOVS (szelvénytűszám: 76-413, illetve 76-431; MA= 1:10 000-es) térképeket és a 2005-ben készített légifelvételt dolgoztuk fel Horváth Soma segítségével oly módon, hogy a fiziognómiailag biztosan megkülönböztethető élőhelyfoltokat külön felszínborítási kategóriaként ábrázoltuk. Az elkülönítések pontosításához a térképekhez tartozó jelkulcson kívül a rendelkezésünkre álló légifelvételeket (1951, 1956) is felhasználtuk. Az ábrákat AutoCAD és Quantum GIS programmal készítettük.

Eredmények és megvitatásuk

A Heves Megyei Levéltár anyagai között nem találhatóak a területet érintő legelő- és erdőhasználattal kapcsolatba hozható források, legfeljebb egy-egy kéziratos térképről olvashatók le a területek művelési ágát illető adatok. A Kosáry Domokos Könyvtár és Levéltár irataiból az egykori Agrártudományi Egyetem tangazdaságaira vonatkoztatva is csak nagy általánosítással nyerhetőek érdemleges információk. A helytörténeti források az erdő- és mezőgazdasági vonatkozásokat együtt tárgyalják. A legtöbb hasznosítható információ Hatvan város területének művelési ágak szerinti megoszlására vonatkozik az egyes korokból, azonban a mértékegységek rendkívül széles skálája, és használatuk tisztázatlansága miatt ezekből is csak nagyvonalakban vonhatóak le következtetések.

Fontos megjegyezni, hogy az egykori hatvani uradalom (amelynek Gombos pusztája, így Kisgombos is részét képezte) birtoklástörténete a 18. század 30-as éveitől szerteágazó-ságának következtében nehezen nyomon követhető. Az uradalom a Grassalkovich család

több, mint 100 éves földesurasága alatt fejlődött leginkább, azonban kevés levéltári forrás maradt fenn a család gazdálkodásáról.

Térképek és légifotók elemzése szöveges dokumentumok feldolgozásán keresztül

A vizsgálati területet magába foglaló Gombos pusztát legkorábban a 17. században említik a birtokrendezések megállapítása céljából elrendelt kihallgatások jegyzőkönyveiben. A törökök kiűzése után az újszerzeményi birtokok eladására 1688-ban felállított *Neoaquistica Commissio* előtt több birtokos is jelezte jogigényét Gombos pusztára, ami a terület korabeli jelentőségét bizonyítja. SZEPES (1940) ebből az időből úgy jellemzi Hatvan határát, hogy egyáltalán nem rendelkezett erdőterülettel, amely jelentős információ, hiszen az I. Katonai Felmérés idején Gombos fölött magas törzsű tölgyfaerdőről számoltak be (CSIFFÁRY – B. HUSZÁR 1999). Mikoviny Sámuel 1731-es térképén Hatvantól É-ra egy dombon található templomot jelölt, körülbelül a mai Kiskombos helyén.

1746-ban I. Grassalkovich Antal vásárolta meg a hatvani domíniumot; földesurasága alatt látványos fejlődésnek indult ez a vidék. 1770 körül épült Gombos pusztán a major, amelyhez lovarda, magtár, juhakol és tehénistálló tartozott; ez az épületegyüttes már az I. Katonai Felmérés térképszelvényén is látszik. Az 1780-as években az uradalom szántóterülete a város határában 18 kataszteri hold (továbbiakban kh, egyenlő 0,5754 hektárral vagy 1600 négyszögöllel) volt, Gombos pusztán pedig 1330 kh-at vettek számba (SZEPES 1940).

Az 1783-as I. Katonai Felmérés (Col. XVI. Sect. 18.; MA=1:28800) térképszelvényén Nagyombos, mint Gombás Pusztá szerepelt. Kiskombos területén egy több részből álló köépület látható *M.H.* = *Mayerhof* (major, majorság) jelzéssel. Gombás pusztá neve mellé utólag lett beírva *'vel Koromsap'*, de a két pusztá nem azonos Gombos és Kis-Gombos pusztákkal, mivel azok a Zagyvától K-re vannak, míg a Sápi és Vörös-sápi puszták a Zagyvától Ny-ra helyezkednek el, egymástól 1–2 km távolságra (CSIFFÁRY – B. HUSZÁR 1999). SZEPES (i.m.) monográfiájában így írt a II. József korabeli katonai felmérésről: „A várostól jobbra (nyugatról nézve a Gombos mögötti erdő) magastörzsű tölgyfaerdő terül el, mely igen ritka és cserjétől mentes, úgyhogy bárhol szekérrel is keresztül lehet rajta menni.” Valószínűleg az erdő ritkasága és cserjementessége a hosszabb-rövidebb ideje tartó legeltetés és makkoltatás következménye, amely végső soron a fás legelő habitus kialakulását is eredményezte. A vizsgálati területet egy nagyobb zárt erdőtömb részeként ábrázolták. Területhasználatot tekintve az erdőtömbtől É-ra szőlők láthatóak, K-re, D-re és Ny-ra pedig szántóművelés folyt. Kiemelendő, hogy ekkor még a Zagyva szabályozatlan volt. A major és a Zagyva közötti területet szintén erdő borította, amelynek egyes, a Lőrincibe vezető úthoz közelebbi részeit a Zagyva egyik mellékágának mentén vízállásos területek jellemezték.

Egy 1796-os feljegyzésben olvasható, hogy a gombosi majorhoz egy igen nagy magtár, kert, 120 tehénre való istálló, lovarda és 1608 juh tartására alkalmas hodály tartozott (B. GÁL 1999).

A fásszárú növényzetén végzett évgűrűvizsgálataink során mintát vettünk egy 352 cm mellmagassági törzskerületű kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) egyedből, amelynek életkora körülbelül 190±20 év, így legjobb esetben, az 1801-es kéziratos térképen jelölt erdőfoltban már jelen volt. E térkép a vizsgálati területet Felső Gombos néven említi.

A Hatvant és Lőrincit elválasztó határvonal mentén nem erdő, hanem szántóföld látható (*agri*). A szántóföldhöz közvetlenül csatlakozik egy nagyobb erdőtömb, amelynek ÉNy-i oldalán *Opilionatus* megnevezéssel néhány épületet tüntettek fel. Az *opilionatus* kifejezés jelentése juhászat, így egyértelmű, hogy a területen akkor már juhlegeltetés folyt. Valószínűleg az egykori posztógyár gyapjúellátását biztosító, I. Grassalkovich Antal által hozatott nemes spanyol juhokat tartották itt. Bár a posztógyár megszűnt, a juhok tartása ettől függetlenül folytatódott. Az 1808-ból és 1828-ból származó írott források ismét Gombos pusztaként nevezték meg a területet.

A II. Katonai Felmérés (TÍMÁR et al. 2006) szelvényén a mai Kisgombos Gombos felső Pusztaként jelent meg. Az épületektől K-re lévő erdőfolt kiterjedése és alakja alig változott az 1801-es kéziratos térképen megfigyelhetőhöz képest. Nagygombos, mint Gombos alsó Pusztá szerepelt a térképen a major épületével. A hatvan-lőrinci határvonal mindkét oldalán szántók voltak. A területet É-ről, K-ről és D-ről szintén szántók fogták közre, Ny-i határát legelő jelezte összefüggésben a Birójestő Domb nagy részét borító legelővel. Az egykori juhászatot itt már csak fából készült épületként, halványan ábrázolta a felmérés. A juhászat és a Lőrincibe vezető út között kisebb kertet is jelöltek, valamint egy másik fából készült épületet. A hajdani major és a Zagyva közötti erdő helyén már legelő terült el, Pusztá Sáp részeként.

A fás vegetációt tekintve további évgyűrű mintavételeket végeztünk. Kettő darab kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*) egyed kora is 170 ± 10 –20 évre becsülhető, így a II. Katonai Felmérés idején már valószínűleg a területen voltak.

Az időben következő írásos adat Kisgombost Nagygombossal együtt még mindig Gombos pusztaként említi, viszont 1863-ban már, mint Kisgombos és Nagygombos szerepelnek a leírásokban, illetve a községvázlaton. Hatvan mezőváros 1863-ban felvett kataszteri község vázlatán a Gombos nevű dűlőt XXXIV-es számmal jelölték, területét 2365 kh-ban és 1543 négyszögölben állapították meg, ezzel a térképen feltüntetett dűlők közül a legnagyobb. Az egykori major, illetve később *opilionatus* (juhászat) elnevezéssel illetett épületet itt is jelölik. Területhasználatot tekintve az előző térképeken látható erdőfolt nagysága jelentős mértékben csökkent, nagyjából megegyezik a mai kisgombosi fás legelő és tölgyerdőként ismert területtel. A lőrinci határvonal mentén többnyire szántók terültek el, de a fás legelőtől É-ra egy kisebb erdőfolt is jelölte a határt. A területet ugyancsak szántók vették körbe, kivéve az utóbbi térképnél említett legelőterületet, illetve az épületek és az erdőfolt közötti mocsárfoltot.

Az állattartással kapcsolatos dűlőnevek száma nagy volt, 35 elnevezésből 6 darab (Ökörjárás, Delelő, Gyeprejáró, Belső delelő, Akol, Juhászföldek), azonban már viszonylag kevés legelőt és erdőt jelöl a térkép: Gomboson kívül a Teleki dűlőn találhatók még kisebb kiterjedésben. Az Akol és Brindza dűlők elnevezése a juhlegeltetéssel, juhtartással függ össze (SZEPES 1940), amelyek ezen a térképen szinte teljes egészében rét művelési ágúak voltak. A Juhászföldek dűlőt az egykori bérlő juhászok itt kapott jobbágytelkei után hívták így.

Az ugyancsak 1863-ra datált Hatvan mezővárosról rajzolt úrbéri térkép Gombos pusztát részletesen nem ábrázolja, csak, mint külterületi részt említi. Hatvan várost és pusztáinak egy részét (Gombos, Bay) 1867-ben Deutsch Ignác pesti nagykereskedő vásárolta meg (SZEPES i.m.). Ebből az időszakból származik a következő művelési ágakra vonatkozó említés, amely szerint 1865 és 1895 között jelentősen csökkent Hatvanban a legelők (2129 kh-ról 479 kh-ra), az erdők (222 kh-ról 173 kh-ra) és a rétek (2439 kh-ról

919 kh-ra) területe, míg a szántóföldeké 4975 kh-ról 7758 kh-ra nőtt. A legeltetési rendszert tehát fokozatosan felváltotta az istállózó állattartás (NÉMETI 2005).

Egy 1867-ben készült német nyelvű térképen a vizsgálati területet erdőként jelölték (*Wald*), kiterjedését 216 holdban és 240 négyszögölben állapították meg. Az erdőtől Ny-ra helyezkedett el Kiskombos, amely mint major (*Meierhof*) jelent meg, ettől D-i irányban egy kisebb épületet is ábrázoltak. Az erdő és a kiskombosi major között egy kisebb kert figyelhető meg (*Garten*).

A III. Katonai Felmérést (BISZAK et al. 2007) a területen az 1880-as évek végén (1882–1883) készítették. Térképszelvényein Kis-Gombos psz. és Nagy-Gombos psz. külön szerepel. A mostani fás legelő körvonalai láthatóak, erdő művelési ág besorolással. A szomszédos területek itt is szántók, egyedül a Lőrincibe vezető út túloldalán figyelhetőek meg rétek. A fás legelőtől É-ra 184-es, míg tőle K-re 204-es magassági pontot jegyeztek fel. Az egykori *opilionatus* épülete ismét élesen kirajzolódik. A II. Katonai Felmérésen látható kisebb faépület mellett ekkorra megjelent egy másik is. A három felüntetett épület között két gémeskút figyelhető meg.

1883-ban Hatvan adóközségnek Gombos pusztával készült határleírásához mellékelt térképen (HML XV-8/b/54/48/d) a nagygombosi major épületén kívül felrajzolták a kiskombosi majort, valamint annak K-i részén elterülő kisebb kert is. A lakott területeken kívül csak az erdőket jelölik. A vizsgálati területet is erdőként ábrázolták, körvonalai gyakorlatilag már ekkor is kirajzolják a jelenlegi fás legelő felülnézeti képét. A lőrinci határ mentén ismét megfigyelhető a korábban már említett kisebb erdőfolt.

Hatvan nagyközség felvételi előrajzán (HML XV-8/b/53; 48/a) a terület ugyancsak erdőként jelölt, és szinte teljes egészében szántók határolják. A III. Katonai Felmérésen látható épületek itt is megfigyelhetőek, 3 kisebb és 1 nagyobb. Az épületektől K-re kisebb legelőt jelöl, ettől K-i irányban továbbhaladva rét művelési ágú rész figyelhető meg. Legelők találhatóak még kisebb foltokban az erdőrészlétől ÉK-re, ÉNy-ra, valamint a lőrinci határvonal mentén, amely egyúttal Nógrád megye határát is jelentette. A határ mellett egy kisebb erdő is megfigyelhető.

A két világháború között a Hatvany-uradalom gazdaságában meghatározó szerepet játszott a szántóföldi művelés. Tejgazdaságot is kialakítottak, ökröket is hizlaltak, valamint külön sertésenyésztő részleg is működött. A juhtartásról nem készítettek feljegyzéseket, pedig az 1930-as években a fás legelőről készített fénykép egyértelműen bizonyítja, hogy juhlegeltetés folyt a területen, olykor pedig golfpályaként használták. Az 1932-es katonai térkép vonatkozó szelvénye alapján levonható az a következtetés, hogy a terület ekkor már az általunk ismert fás legelő habitusú volt. Az 1930-as topográfiai térképekhez készített jelkulcs nem alkalmazott külön jelzést ezeknek a területhasználatoknak a megkülönböztetésére, azonban az erdőket a lombos, illetve tülevelű állomány elkülönítésével jelölték és a legelőn ezek nem láthatóak, helyettük csak ritkásan álló fa-szimbiolumokat rajzoltak. A fás legelő határát egyoldali zárt fasorként érzékeltették, Ny-i határa mentén egy kisebb részét gyümölcsöskertként ábrázolták. A térképen ismét megfigyelhető az egykori majorság épülete, valamint ettől kissé D-re a két kisebb épület (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Hadtörténeti Térképtár; Heréd 4963/2/a).

A II. Világháborút követően a nagygombosi uradalomhoz tartozó földek jelentős részét állami gazdasággá szervezték, hogy a cukorgyár nyersanyag-szükségleteit biztosítani tudják. Az 1951-ben készült légifotón a fás legelő jól karbantartott képet tükröz. D-i részén csak kisebb fák és cserjecsoportok találhatóak. K-i határát élesen kirajzolódó fasor

jelezte. ÉNy-i részén szabályos vonalakban sorakoztak a gyümölcsfák. A DNy-i nyúlvány már itt határozottan erdősültnak mutatkozott. A legelőt ezen a felvételen is szántók szegélyezték. A Gödöllői Agrártudományi Egyetem Tangazdaságának jogelődje a Nagy-gombosi Nemzeti Vállalat, amely 1949. január 1-jén alakult. 1951-ig állami vállalként, majd tangazdaságként működött (SZIE-KDKL 12,29).

1952-ben a Nagygyombosi Tangazdaságot az Egyetemi Tanács határozatának megfelelően állattenyésztési tangazdasággá fejlesztették. A tehenészetet továbbra is a központi majornak megtartandó Nagygyomboson kívánták tartani. Kisgyomboson alakították ki a sertésenyésztő telepet (fiatatók, koca-, süldő-, kanszállások). 1952. májusában 1137 darab sertésről tettek jelentést. A juhokat szintén Kisgyombosra kívánták helyezni, viszont 1952. májusában a tervezett 460 darabbal szemben semmi sem volt ott. Az igásállomány-nak azt a részét, amely a gyümölcsöst és a szőlőket gondozta, szintén ide akarták átcsoportosítani (SZIE KDKL R-856-62/32/1952., SZIE KDKL R-856/62/11).

A fás vegetáció vizsgálata által a következő adat egy 230 cm mellmagassági törzskerületű cser (*Quercus cerris*) egyedből származik, amelynek kora kb. $46 \pm cca. 10$ év.

Időben a következő légifotó-sorozat az 1956-os év állapotát rögzítette (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Hadtörténeti Térképtár Szelvényszám: L-34-4-C-d). A repülés napjai ismeretlenek és a 3 felhasznált felvétel különböző vegetációs időszakokban készült. A fás legelő továbbra is körültekintően kezelt területnek látszik. A három felvétel közötti lényeges különbség, hogy egy ovális, 'futtatószerű' kitaposott területrészlet felvételtől felvételre élesebben rajzolódik ki. A területnek ezt a részét valószínűleg harckocsik gyakorló pályájaként használták (FÜZÉR ex verb.) Az épületek száma gyarapodott az 1951-ben megfigyeltékhez képest. A korábbi két ház mellé több másik is került. A fás legelő erdős nyúlványába egy nagyobb méretű létesítményt építettek. A vizsgálati terület körül halványan, de kirajzolódnak a telepített gyümölcsösök sorai. Ezek a felvételeken figyelhető meg először a fás legelő ÉNy-i csücskét lehasító út, amely az 1957-es (Hatvan-É L-34-4-C-d) katonai munkatérkép szerint az Állami Termelő Állomáshoz vezetett (HM Hadtörténeti Intézet és Múzeum, Hadtörténeti Térképtár, Hatvan L-34-4-C-d).

1961-ben a Hatvani Cukorgyár Célgazdaságát és az Agrártudományi Egyetem Nagygyombosi Tangazdaságát összevonták, így alakult ki a Hatvani Egyetemi Tangazdaság. Lőrincibe juh hizlalást, Kisgyombosra sertésenyésztést, Nagygyombosra tehenészetet és itatásos borjúnevelést terveztek (SZIE-KDKL 12,32). Az ATE Gazdasága 1963-ban keltezett jelentésében olvasható, hogy a gazdaság 1130 kh gyenge minőségű legelőterülettel rendelkezett, csupán ezek hasznosítása végett szervezték meg a juhtenyésztést (SZIE KDKL 12, I/23).

A fás vegetáció vizsgálata során egy 89 cm mellmagassági törzskerületű akác (*Robinia pseudo-acacia*) egyedből is vettünk mintát, amelynek kora kb. 40 év. Megállapítható, hogy ekkor már nem végeztek tisztító kaszálást a területnek ezen a részén.

Az 1975-ös katonai térképszelvényen a fás legelő határából eltűntek a gyümölcsösök, ismét szántók foglalták el ezeket a területeket. Kisebb erdőfoltok már megfigyelhetőek a fás legelőn. A Kisgyombos Állami Gazdaság néven jelzett épületek sora tovább bővült az 1957-es állapothoz képest. A házsortól ÉK-re újabb létesítményeket emeltek. Az 1980-as évben készült légifotókon a terület rosszul kivehető, de kezeltnek tűnik. A középső sáv erdősült, K-Ny-i irányban. A fás legelő körül ez esetben is szántóföldek terültek el.

A fás vegetáción végzett vizsgálatok során mintát vettünk egy 47 cm mellmagassági törzskerületű galagonya (*Crataegus monogyna*) egyedből, melynek kora kb. 30 év.

Ugyanitt vettünk mintát egy 72 mellmagassági törzskerület átmérőjű mezei szil (*Ulmus minor*) egyedből, amelynek kora 25 évre tehető. Mindezekből arra következtethetünk, hogy a fás legelőnek ezt a részét ekkor már felhagyták, legelőtisztítást már biztosan nem végeztek rajta.

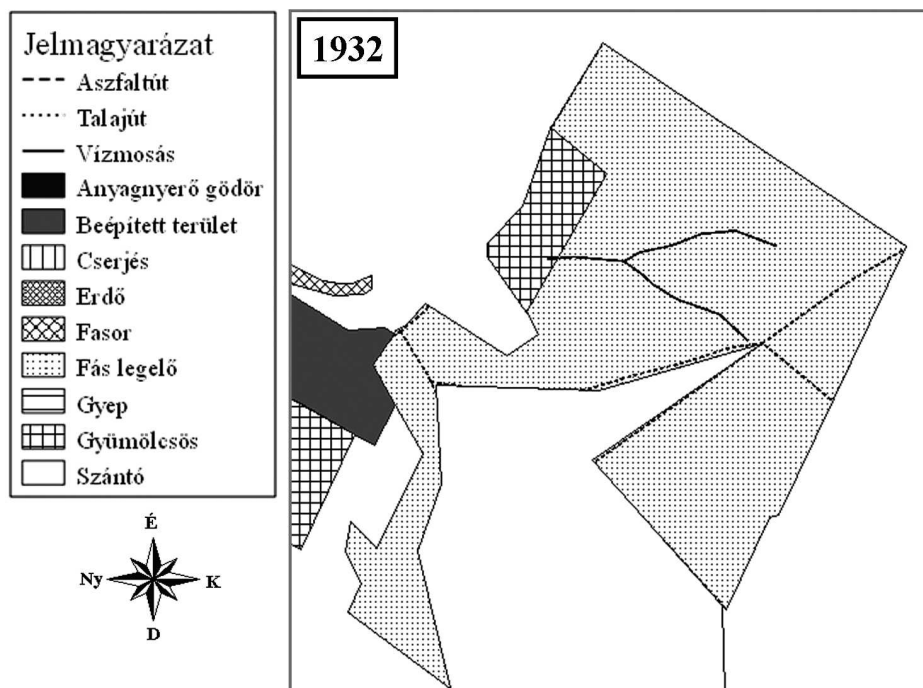
Az utolsó, 1986-ban készült légifelvételen csak a fás legelő D-i része vehető ki, amelyen cserjésedés figyelhető meg.

A földhivatali nyilvántartás szerint a vizsgálati terület mindig állami tulajdonban volt. Jelenleg 0479/2 helyrajzi számon jegyzik a Hatvani Körzeti Földhivatalban. Tulajdonosa a Magyar Állam, kezelője a Gödöllői Tangazdaság ZRt. 2006 óta 18 ha és 7033 m² a teljes területe, ebből 17 ha és 3653 m²-t erdő művelési ágúként jegyeznek (0489/2/a; 131,98 AK), 1 ha 3380 m²-t pedig legelőként (0479/2/b; 14,85 AK). A 2006. évet megelőzően a fás legelőhöz tartozott még egy 6872 m² nagyságú, szintén legelő művelési ágú terület is, amelyet 0479/2/c helyrajzi számmal tartottak nyilván, azonban egy birtokösszevonási célú önkéntes földcsere folytán elcsatolták ezt az alrészletet.

A XX. században bekövetkezett felszínborítás-változások ábrázolása

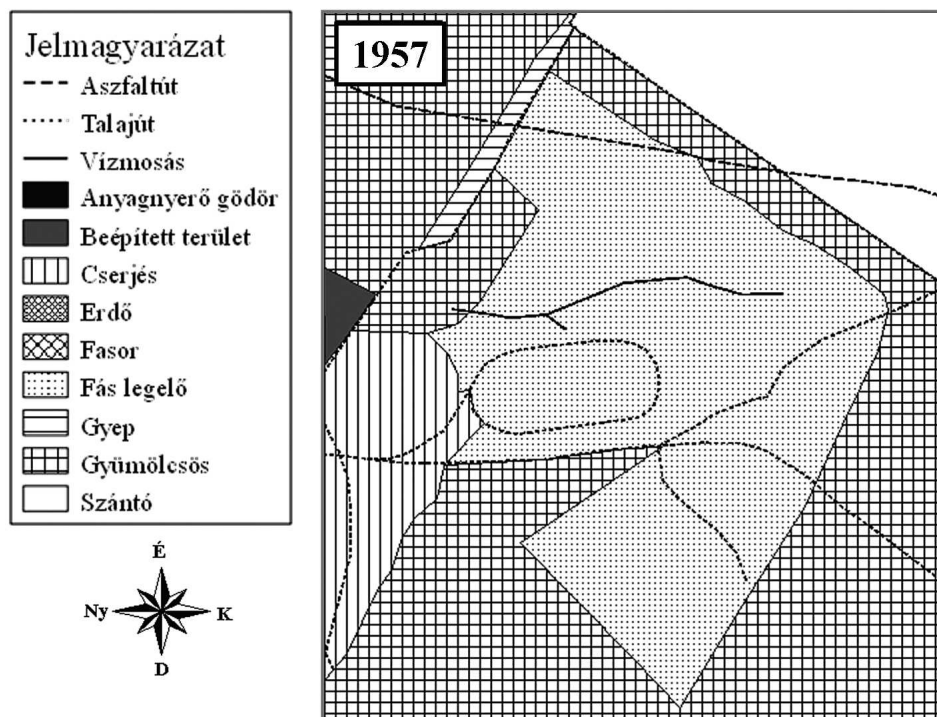
A katonai térképek alapján készített felszínborítási ábrákat adjuk közre.

1932-ben a vizsgálati terület még teljes egészében fás legelő habitust mutatott (1. ábra). Ny-i részére gyümölcsöst telepítettek, ez jól megkülönböztethető a valódi fás legelőtől. A területet teljes egészében szántók vették körül, DNy-i részéhez csatlakozott a lakott terület. DK-i részén több talajút is keresztülvezetett.



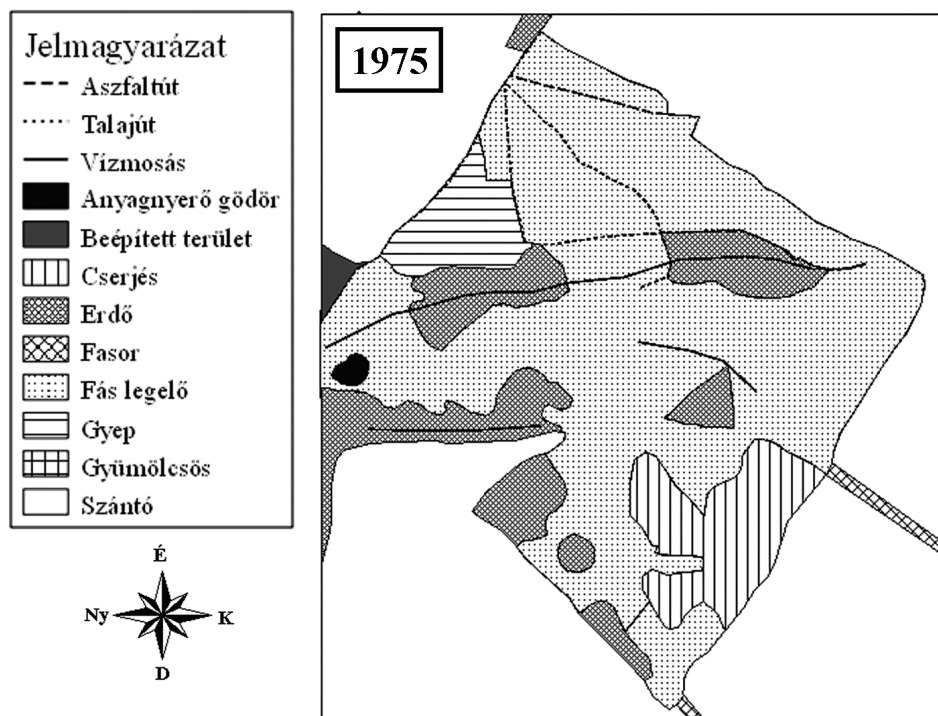
1. ábra A fás legelő állapota 1932-ben
Figure 1. State of the wood pasture in 1932

1957-ben már csökkent a fás legelő képet mutató területek aránya, mivel a DNy-i nyúlvány teljesen becserjésedett (2. ábra). A vizsgálati terület környezetében is változás figyelhető meg. A fás legelő É-i határán találhatóak csak szántók, minden más irányból telepített gyümölcsösök veszik körül. A Ny-ra fekvő gyümölcsösöktől keskeny gyepek választja el a fás legelőt. A talajutak száma növekedett, ezen kívül a terület É-i sarkát műút választja el az élőhely többi részétől. A vízmosástól D-i irányban a már említett futtatópályaszerű képződmény alakult ki.



2. ábra A fás legelő állapota 1957-ben
Figure 2. State of the wood pasture in 1957

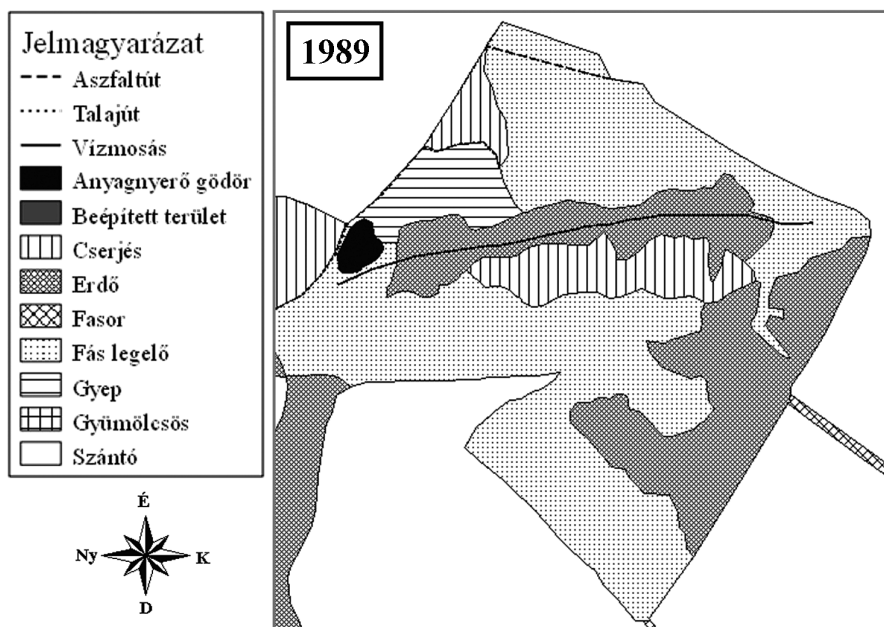
1975-re jelentős változások mentek végbe (3. ábra). A vízmosás alsó és felső szakaszán is erdőfoltok jelentek meg, valamint a korábban cserjés képet mutató DNy-i nyúlvány teljesen beerdősült. További kisebb erdőfoltok figyelhetők meg elszórtan a terület D-i részén, a szántókhoz kapcsolódó sávban. A terület DK-i hányadában egy nagyobb cserjés folt alakult ki. A korábban a fás legelő Ny-i határa mellé telepített gyümölcsös ekkorra teljesen eltűnt, egykori helyén gyepek jelentek meg, amely egészen a lakott területig lehúzódott. A lakott területtől K-i irányban egy anyagnyerő gödör figyelhető meg, amelyből rendszeresen termeltek ki homokot. A vízmosás felső szakaszán elterülő erdőfolttól D-re felnyílt a fás legelő, újabb gyepek területfolt jött létre. A DK-i részt átszelő talajutak megszűntek, viszont az É-i csücsköt leválasztó műútból két másik vezetett be a fás legelő belsejébe. A fás legelőt 1957-ben körülvevő gyümölcsösök teljesen eltűntek, helyüket ismét szántóföldek foglalták el.



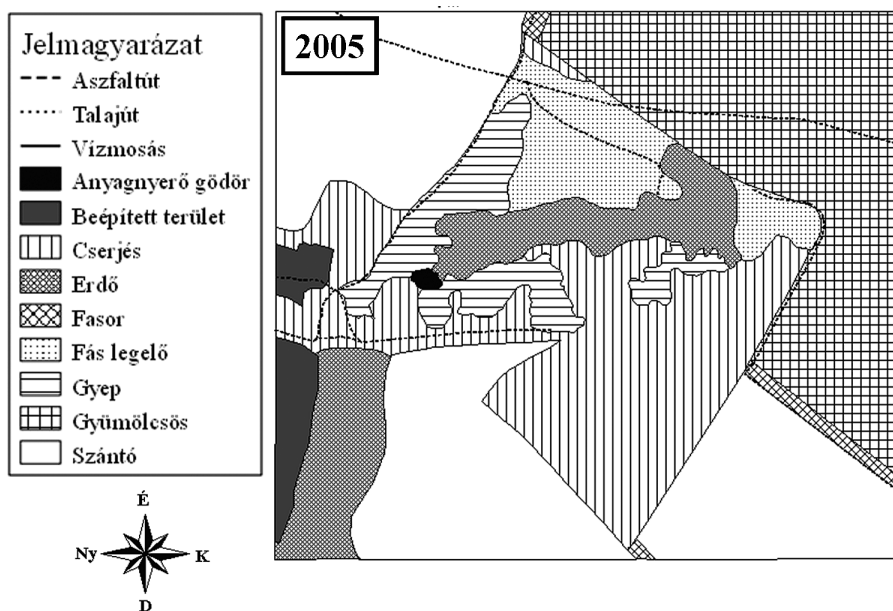
3. ábra A fás legelő állapota 1975-ben
Figure 3. State of the wood pasture in 1975

1989-re az erdő által borított területek aránya növekedett az előző állapothoz képest (4. ábra). A vízmosás mentén a korábbi két erdőfolt teljesen összeért, illetve a terület DK-i felének nagy része is erdővé alakult. A D-i részeken korábban megfigyelt erdőfolt ismét fás legelő képet mutat. Cserjével borítottak a vízmosástól D-re lévő területrészek. Az egykori gyümölcsös helyének egy része még mindig gyepi jelleget mutatott, míg a műúthoz közelebb eső fele már becserjésedett. Az anyagnyerő gödör itt már a vízmosástól É-ra van, a terület Ny-i végén. Talajutak már nem rajzolódtak ki a fás legelőn. A környező táblákat ekkor is szántóként használták.

A 2005-ös légifelvételen a fás legelő nagymértékű visszaszorulása figyelhető meg (5. ábra). A DK-i rész cserjével borított, amelyet néhol fátlan gyepfoltok szakítanak meg. A vízmosás mentén kialakult erdő kiterjedése is növekedett. A jelenleg is járható, a terület beerdősült részében vezető talajút ezen a felvételen is látható. A terület ÉK-i részén megfigyelhető fátlan gyepfolt nyújt helyet az *Adonis vernalis* állomány nagy részének, jelenleg erősen cserjésedett. A területet jelenleg intenzív gyümölcsösök és szántók határolják.



4. ábra A fás legelő állapota 1989-ben
Figure 4. State of the wood pasture in 1989



5. ábra A fás legelő állapota 2005-ben
Figure 5. State of the wood pasture in 2005

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozunk Horváth Somának, aki a felszínborítás-változások ábrázolásában nyújtott pótolhatatlan segítséget, továbbá adatközlőinknek, akik helyismerete segítette kutatásainkat, valamint a Hatvani Lajos Múzeum, a Hatvan Városi Művelődési Központ és Könyvtár, a Heves Megyei Levéltár, illetve a Szent István Egyetem Kosáry Domokos Könyvtár és Levéltár munkatársainak és a Pro Renovanda Cultura Hungariae Alapítványnak.

Irodalom

- B. GÁL E. 1999: A hatvani uradalom a Grassalkovichok idején (1746–1851). In *Agria XXXV.*, Heves Megyei Múzeumi Szervezet Dobó István Vármúzeum, Eger, pp. 147–173.
- BELHÁZY E. 1888: A legeltetésre szolgáló erdőkről. *Erdészeti Lapok* 27: 281–299.
- BÉL M. 1735 in 2001: Heves megye ismertetése 1730–1735. a Heves Megyei Levéltár forráskiadványai 8., Eger, pp. 201–213.
- BERENDY B. 1902: A legeltetés kérdése. *Közgazdasági tanulmány a legelők képzése, a jelenlegi legelőerdőknek megszüntetése és a jövő gazdálkodás ideális alakzatának, a ligetes legelőnek alakítása tárgyában.* Budapest.
- BISZAK S., TIMÁR G., MOLNÁR G., JANKÓ A. 2007: Digitized maps of the Habsburg Empire – The Thirrd Military Survey. Arcanum, Budapest.
- BOROVSKY S. 1903: Magyarország vármegyéi és városai. Heves vármegye. Országos Monográfiai Társaság, Budapest, pp. 144–152.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., BIRÓ M., HORVÁTH F. 2008: Distribution of the (semi-) natural habitats in Hungary II. Woodlands and shrublands. *Acta Botanica Hungarica* 50: 107–148.
- CSIFFÁRY G., B. HUSZÁR É. 1999: Heves megye II. József-kori katonai leírása (1783–1785). Heves Megyei Levéltár, Eger, pp. 57–60.
- DÖVÉNYI Z. (szerk.) 2010: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest.
- FÉNYES E. 1837: Magyarországnak 's a hozzá kapcsolt tartományoknak mostani állapotja statisztikai és geographiai tekintetben, 3. kötet, Trattner-Károlyi Nyomtatása, Pesten.
- FÉNYES E. 1842: Magyarország statistikája. 1. kötet, Pesten.
- FÉNYES E. 1851: Magyarország geographiai szótára. I. kötet, Pesten.
- FÖLDES J. 1895: A legelő-erdők. A legeltetés kérdése Magyarországon s annak megoldása erdőgazdasági úton. Pátria Irodalmi Vállalat és Nyomdai Részvénytársaság, Budapest.
- GEGESI KISS E. 1911: Legelőerdő és fáslegelő. *Erdészeti Lapok* 50: 526–534.
- HARASZTHY L., MÁRKUS F., BANK L. 1997: A fás legelő természetvédelme. WWF füzetek 12: 23.
- HEGYI I. 1978: A népi erdőkielés történeti formái (Az Északkeleti-Bakony erdőgazdálkodása az utolsó kétszáz évben). Akadémia Kiadó, Budapest.
- HOLL K., SMITH M. 2002: Ancient Wood pasture in Scotland: Classification and managment Principels. Scottish Natural Heritage Commissioned Report F01AA108.
- KOLOSSVÁRY SZ. 1975: A magyar erdőgazdálkodás történelmi fejlődése. In: KOLOSSVÁRY SZ. 1975: Az erdőgazdálkodás története Magyarországon. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 15–79.
- KOVÁCS B. 1991: Magyarország történeti statisztikai helységnévtára. 1. Heves megye. Központi Statisztikai Hivatal Lakossági Adatgyűjtések Főosztálya, Budapest, pp. 94–96.
- KUULUVAINEN T. 2002: Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36(1): 97–125.
- MÁRKUS F. 1993: Extenzív mezőgazdaság és természetvédelmi jelentősége Magyarországon. WWF-füzetek 6., Budapest.
- MÁROSI S., SOMOGYI S. (szerk.) 1990: Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutató Intézet, Budapest, pp. 826–829.
- MÁRTON S. 1897: A legelő-erdők berendezése, kezelése és hasznosítása. „Pannonia”. Szerző kiadása, Sátorlajújhely.
- MESTER Zs. 2002: Védett magasabbrendű növények és gerinces állatfajok a Hatvani Kistérségben. Natura Környezet- és Természetvédő Közösség, Bajza Gimnázium, Hatvan.
- MESTER Zs. 2003: Kiskombosi tölgyes és legelőerdő - Természetismereti tanósvény vezetőfüzet, Hatvan, Hatvani Környezetvédő Egyesület.
- MOLNÁR Zs., BÖLÖNI J., HORVÁTH F. 2008: Threatening factors encountered: Actual and endangerment of the Hungarian (semi-) natural habitats. *Acta Botanica Hungarica* 50: 199–217.

- MOSQUERA LOSADA M. R., MCADAM J., RIGUERO- RODRÍGUEZ A., (eds.) 2006: Silvopastoralism and Sustainable Land Management: Proceedings of an International Congress on Silvopastoralism and Sustainable Management, Lugo (Spain), April 2004, CABI Publishing.
- NÉMETI G. 2005: Hatvan város története. Hatvan Város Önkormányzata, Hatvan.
- OROSZI S. 1995: Emlékezés a székely közösségek erdőire. Erdészettörténeti Közlemények XVII., pp. 112–122.
- OROSZI S. 2005: Az erdélyi Mezőség fásítása és egyéb közérdekű erdőtelepítések kérdése. Erdészettörténeti Közlemények LXVII., 90–99.
- PETERCSÁK T. 1992: Az erdő az Északi-középhegység paraszti gazdálkodásában (XVIII–XX. század). Studia Folkloristica et Ethnographica 30., Debrecen, A Kossuth Lajos Tudományegyetem Néprajzi Tanszékének közleménye. Szerkesztette: Ujváry Zoltán.
- PETERCSÁK T. 2003: Nemesi és paraszti közbirtokosságok Heves megyében (XVIII–XX. század). Studia Agriensia 23. Heves Megyei Múzeumi Szervezet, Dobó István Vármúzeum, Eger.
- PORUBSZKY GY. 1902: A legeltetés kérdése. Erdészeti Lapok 41: 908–919.
- RIGUEIRO- RODRÍGUEZ A., MCADAM J., MOSQUERA- LOSADA M. R. 2008: Agroforestry in Europe. Springer.
- SALÁTA D., HORVÁTH S., VARGA A. 2009: Az erdei legeltetésre, a fás legelők és legelőerdők használatára vonatkozó 1791 és 1961 közötti törvények. Tájökológiai Lapok 7: 387–401.
- SÁNTA Zs. 2004: Pelepopulációk (Rodentia, Gliridae) vizsgálata a kiscsombosi öregtölgyesben. Szakdolgozat. TSF-MVK, Szarvas.
- STEFANOVITS P., FILEP GY., FÜLEKY GY. 1999: Talajtan. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- SZENTIMREY D. 1902: Ligetes-erdők. Erdészeti Lapok 41: 780–786.
- SZEPES (SCHÜTZ) B. 1940: Hatvan község története. Nyomta Rábaközi Nyomda és Lapkiadó Vállalat, Sopron.
- TAKÁCS L. 1976: Egy irtásfalu földművelése. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- TAKÁCS L. 1980: Irtásgazdálkodásunk emlékei. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- TIMÁR G., MOLNÁR G., SZÉKELY B., BISZAK S., VARGA J., JANKÓ A. 2006: Digitized maps of the Habsburg Empire – The map sheets of the second military survey and their georeferenced version. Arcanum, Budapest.

Levéltári források:

Heves Megyei Levéltár:

- HML XV-9/T-62 Mappa geometrica silvas universas...ad dominum Hatvan (Rózsaszentmárton), spectantes anno 1801 partitas exhibens
- HML XV-9/T 212: Iconographia Partem Silvanum ad...Dominium Hatvanense spectantium (1801)
- HML XV-10./U 145...Hatvan M.(ező) Város úrbéri rendezését és tagosítását ábrázoló térkép (1863)
- HML L 61-IV-404/a/16/14300 Croquis der Parzell Gombos B... (1888)
- HML XV-8/a/214-I./1. Hatvan adóközségnek határleírása Gombos pusztával (1883)
- HML XV-8/b/54/48/c Hatvan nagyközség felvételi előrajza nyilvántartás útján (1891)
- HML XV-8/b/53/48/a Hatvan nagyközség felvételi előrajza
- HML XV-8/b/54/48/d Hatvan község felvételi előrajza

Szent István Egyetem Kosáry Domokos Könyvtár és Levéltár:

- SZIE KDKL: R-856-62-21/1952.
- SZIE KDKL: R-856-62-26/1952.
- SZIE KDKL: R-856-62/11/1952.
- SZIE KDKL: R-856-62/32/1952.
- SZIE KDKL: R-856-62-54/1953.
- SZIE KDKL: R-841-gy-29/1954.
- SZIE KDKL: R-841-gy-26/1954.
- SZIE KDKL: R. 841-gy/28/1954.
- SZIE KDKL: GATE Egyetemtörténeti Különgyűjtemény 12,29
- SZIE KDKL: GATE Egyetemtörténeti Különgyűjtemény 12,32
- SZIE KDKL: GATE Egyetemtörténeti Különgyűjtemény 12,40
- SZIE KDKL: GATE Egyetemtörténeti Különgyűjtemény 12. I./23.
- SZIE KDKL: GATE Egyetemtörténeti Különgyűjtemény 12.I./31.
- SZIE KDKL: GATE Egyetemtörténeti Különgyűjtemény 12. II./9.
- SZIE KDKL: GATE Egyetemtörténeti Különgyűjtemény 12. II./10.
- SZIE KDKL: GATE Egyetemtörténeti Különgyűjtemény 12. II./13.
- SZIE KDKL: GATE Egyetemtörténeti Különgyűjtemény 12. II./22.
- SZIE KDKL: GATE Egyetemtörténeti Különgyűjtemény 12. II./50.

STUDIES ON THE LANDSCAPE HISTORY OF THE WOOD PASTURE
NEAR KISGOMBOS, HUNGARY

B. GEIGER, D. SALÁTA, Á. MALATINSZKY

Szent István University, Institute of Environmental and Landscape Management,
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., Hungary, e-mail: rozimozi89@gmail.com

Keywords: wood pasture, landscape history, management, Hatvan-Kisgombos

Investigations on landscape history have been prepared based on written and visual sources in the 18 hectares sized, abandoned wood pasture of Kisgombos (north of Hatvan town). Authors aimed the description of the history of landscape management and to follow up and illustrate the physiognomically distinguishable changes of the area. Land cover changes are illustrated based on processing the military maps of years 1932, 1957 and 1975, the Hungarian Uniform Projection Map renewed in 1989 and the aerial photograph of 2005.

First written mention of the studied area dates back to the 17th century. As a result of processing the script maps, military surveys and military mappings it has become clear that the wood pasture of Kisgombos has evolved by the opening of a once closed forest. The history of its possession is complicated and diversified. The exact time of the appearance of the wood pasture habit can only be estimated. The first military mapping and survey (1783) already mentions a quite sparse oak forest with high trees, however, photo documentation of the 1930's proves that it had been still used as wood pasture that time. The area has been abandoned step by step, as authors present through 5 figures prepared based on processing the military maps and exact conclusions can be formed by the results of tree-ring studies.

NEMESNÁDUDVAR KÖZSÉG HULLADÉKLERAKÓ REKULTIVÁCIÓJÁVAL KAPCSOLATOS TERMÉSZETVÉDELMI KÉRDÉSEK

FAGGYAS Szabolcs

Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság
6000 Kecskemét, Liszt Ferenc u. 19., e-mail: faggyasz@knp.hu

Kulcsszavak: Nemesnádudvar, hulladéklerakó, tartós szegfű, rekultiváció

Összefoglalás: Nemesnádudvar Község hulladéklerakóját 2010-ben rekultiválták. A kivitelezési munkálatok megtervezését nagyban befolyásolta a fokozottan védett pannon endemizmus, a tartós szegfű (*Dianthus diutinus*) tízezer töves állományának 2009-es felfedezése. Cikkem a rekultivációs tervezésnek és kivitelezésnek a növény felfedezése miatti természetvédelmi intézkedéseit mutatja be.

Bevezetés

Nemesnádudvar község egyike azon magyar településeknek, amelyeknek a közelmúltig korszerűtlen, mindennemű szigetelés nélküli települési szilárd- és folyékonyhulladék lerakója volt. A rekultiváció és a végleges lezárás elengedhetetlen volt, hogy megakadályozzák a káros anyagok további kimosódását, és a talajba, talajvízbe jutását.

A helyzetet bonyolította, hogy 2009-ben a lerakó területéről előkerült a fokozottan védett tartós szegfű tízezer töves állománya, így a rekultiváció során a természetvédelmi szempontokat is figyelembe kellett venni. Jelen tanulmány ennek a rekultivációs munkának a bemutatásával foglalkozik, amely a környezetvédelmi szempontokon túl a természetvédelmi szempontokon is alapszik.

Anyag és módszer

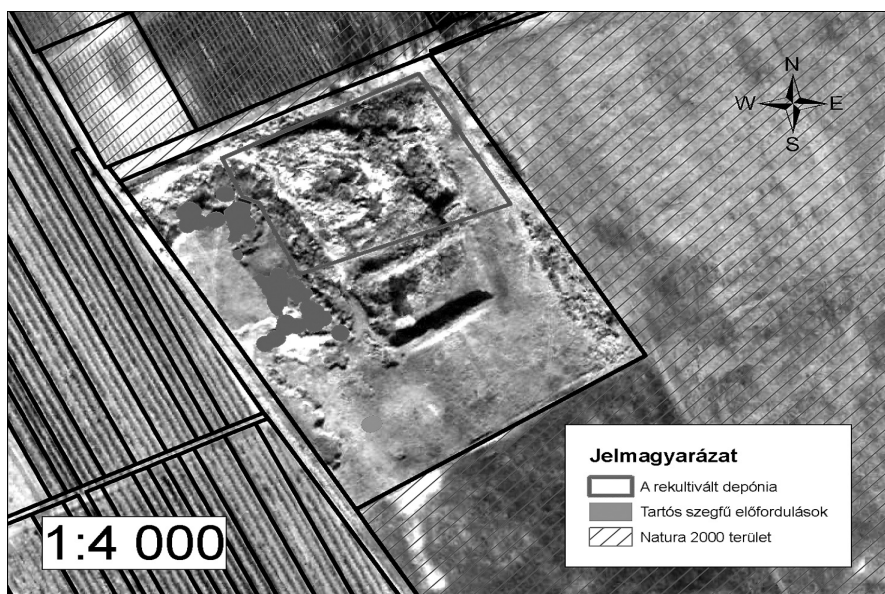
A települési szilárdhulladék-lerakó ismertetése

A település szilárdhulladék-lerakóját 1992-ben létesítették a folyékony hulladékkeürítővel együtt. A terep adottságait kihasználva a kiszállított szilárdhulladékot egy természetes üregbe deponálták. A lerakó műszaki védelem kialakítása nélkül létesült és később sem lett megépítve semmilyen utólagos kialakítás. A hulladék átlagos vastagsága három méter, a hulladékkal érintett terület mintegy 2,1 hektár (MIKLE-BARÁTH et al. 2006) (1. ábra).

Természetesen a hulladék nem csak a mélyedésben volt megtalálható, hanem a mintegy 5 hektáros ingatlan közel felén. A hulladék nagyobb kiterjedésben csak a felszínen szétszórva volt jelen.

A hulladékok típusa elsősorban a nem veszélyesnek minősülő kommunális hulladékok, helyenként építési-bontási hulladékok is megtalálhatóak. Feltehetően a lakosságnál keletkező veszélyes hulladékokat is kiszállították a lerakóra.

A telephelyen hulladékhasznosító létesítmény nem volt, földtakarás és tömörítés az üzemelés során nem történt (MIKLE-BARÁTH et al. 2006).



I. ábra A hulladéklerakó elhelyezkedése
Figure 1. Location of landfill

A lerakót a Dél-alföldi régióra készült Területi Hulladékgazdálkodási Terv (2003-2008) gondozott lerakónak minősíti, a bezárásának végső határidejét 2008. december 31- el határozta meg. A telep bezárását végül az Önkormányzat 2006. július 4-i hatállyal rendelte el. A lerakónak 2006-ban elkészült a teljes körű környezetvédelmi felülvizsgálata és rekultivációs terve, mely alapján a környezetvédelmi hatóság megadta a rekultivációra is jogosító működési engedélyt, melyet természetvédelmi érdekből a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (KNPI) kérésére 2009-ben módosítottak. A rekultivációs munkák elvégzésére 2010 őszén került sor.

Eredmények

Nemesnádudvar Község hulladékgazdálkodása

Az Országgyűlés 110/2002. (XII.12.) OGY határozatával elfogadott Országos Hulladékgazdálkodási Terv meghatározta, hogy a nem megfelelően kialakított hulladéklerakókat 2009-ig be kell zárni és fel kell számolni. A lerakók rekultiválásának szakmai elvárásait és műszaki alapjait a hulladéklerakással, valamint a hulladéklerakóval kapcsolatos egyes szabályokról és feltételekről szóló 20/2006. (IV. 5.) KvVM rendelet (a továbbiakban: KvVM rendelet) határozza meg. Ez a célkitűzés szinte minden magyar települést – így Nemesnádudvart is – érintette, hiszen hazánkban a közelmúltig jellemző volt a településenkénti legalább egy szemételep, amelyek rendszerint korszerűtlen, műszaki védelemmel nem rendelkező lerakók voltak. A fenti rendelet alapján 19. § (4) bekezdése alapján minden olyan lerakót, amely nem felel meg a rendelet előírásainak 2009. július 19-ig be kellett zárni. Ennek a kikötésnek Nemesnádudvar Község már 2006-ban eleget tett.

A 2000-es évek elején egy nagyszabású, 82 települést érintő rendszer kezdett kialakulni, a Csongrád Város irányításával létrejövő Homokhátsági Regionális Települési Hulladékgazdálkodási Projekt, amelynek Nemesnádudvar Község is tagja. A projekt keretében ISPA-forrásból többek között a szilárdhulladék-lerakók rekultiválása is megvalósult, továbbá három körzetben egy-egy regionális szilárdhulladék-lerakóra történik a szemétszállítás. A három körzetben a szolgáltatást külön cégek végzik, Nemesnádudvar a Felső-Bácskai Hulladékgazdálkodási Kft. szolgáltatási körzetéhez tartozik, a hulladékot a Vaskúton üzemelő regionális hulladéklerakóba szállítják.

Mára megépült a település szennyvíztisztító telepe is, így a szeméttelep melletti egykori szennyvízleürítő helyzete is megoldódott.

Homokhátsági Regionális Települési Hulladékgazdálkodási Projekt keretében megindulhatott a településen a szelektív hulladékgyűjtés is.

A lerakó környezetének természeti értékei

A lerakó területe hazai és nemzetközi természetvédelmi oltalom alatt nem áll, azonban a KNPI természeti terület adatbázisában 1435/0001 kódszámmal szerepel. Ez a terület egyben részét képezi az Országos Területrendezési Tervben (OTrT) meghatározott Országos Ökológiai Hálózatnak is, mint magterület.

A lerakó nyugati oldalát határoló buckákon jó állapotú nyílt homoki gyepek találhatók a jellemző társulásalkotó növényfajokkal, mint például a magyar csenkesz (*Festuca vaginata*), a deres fényperje (*Koeleria glauca*), vagy a védett homoki árvalányhaj (*Stipa borysthénica*). A terület további védett fajai a több száz töves állományú kései szegfű (*Dianthus serotinus*), a homokpuszta-gyepek viszonylag gyakori növénye a báránypirosító (*Alkanna tinctoria*) (ARADI E. szóbeli közlése), a homoki varjúháj (*Sedum hillebrandtii*), vagy az először 2010-ben megtalált, fokozottan védett homoki kikerics (*Colchicum arenarium*).

A terület igazi szenzációja viszont a szintén fokozottan védett bennszülött növényritkaságunk, a tartós szegfű (*Dianthus diutinus*) előfordulása. A területen 2009-ben felfedezett növény fontosságát jól jelzi, hogy ezen a kis területen a KNPI szakemberei közel 10.500 tövet számoltak belőle, amely a világállomány 20%-a.

Bár a szeméttelep Natura 2000 terület mellett található, sőt az Érsekhalmi Hét-völgy TT bővítésének is részét képezi, mégis 2009 nyaráig ismeretlen volt mindenki számára a faj jelenléte (FAGGYAS 2010).

Ezzel a botanikai szenzációval hirtelen felértékelődött a terület a természetvédelem számára, ezért sürgősen cselekedni kellett a rekultivációs kiviteli munkák előtt álló szeméttelep rekultivációs terve engedélyezésének módosítása ügyében.

Külön érdekesség, hogy a 2006-ban készült települési szilárd és folyékony hulladéklerakó környezetvédelmi felülvizsgálata szerint: „A lerakó területén védett növényfaj, vagy regenerálódott, kimélendő élőhelyfolt nem fordul elő.” A szintén 2006-ban készült rekultivációs terv sem említi védett növény-előfordulást. A környezetvédelmi felülvizsgálatot elbíráló környezetvédelmi, természetvédelmi és vízügyi hatóság határozatában ugyan megemlíti a terület természetvédelmi jelentőségét (természeti terület, Natura 2000 közelség), mégis a természet- és tájvédelmi szempontú előírásokat nem tett, azokat a rekultivációs tervet elbíráló határozatukban kívánták előírni. A sors fintora, hogy a rekultivációs engedélyt már egy másik felügyelőség adta ki, amelyben a természetvédelmi

előírások arra korlátozódtak, hogy: „A kivitelezési munkákat a hulladéklerakó melletti Natura 2000 területek kíméletével kell végezni.” Védett növényfajok jelenlétéről ez a határozat sem tesz említést.

A rekultivációs előírások

A rekultiváció a hulladék minél kisebb területre történő deponálásával kezdődik, belevetve a területen szétszóródó szemét összegyűjtését is. A megtisztított területeket el kell egyengetni, a depóniát pedig megfelelő formában el kell rendezni, a felszínét egyengetni, a hulladékot tömöríteni. Miután a depónia helyzete, alakja megfelelő, ki kell alakítani a megfelelő szigetelési rétegrendet. A rekultivációs terv szerint a javasolt rétegrend a következő volt:

- 30 cm vastag kiegyenlítő réteg, melynek anyaga finom frakciójú inert hulladék, föld, talaj.
- Alsó, 30 cm-es agyagos-iszapos talajféleség, mely lehetővé teszi elegendő mennyiségű víz beszivárgását a lerakott hulladékba ($k = 10^{-6}$ - 10^{-7} m/s).
- A felső 30 cm-es talajréteg humuszban gazdag termőtalaj. A humusz helyett használható komposzt (pl.: komposztált szennyvíziszap, stb.), melyet be kell tárcsázni. A felületét el kell egyengetni, ki kell alakítani a végleges esésviszonyokat.
- Gyepesített felület: ez a réteg akadályozza meg a fedőrétegek szél-, illetve csapadék által okozott erózióját.
-

A rekultivációs terv a gyepesítéshez elsősorban a száraz élőhelyekre jellemző fűfélék keverékét javasolja a következő fajokkal: pusztai csenkesz (*Festuca rupicola*), kunkor-gó árvalányhaj (*Stipa capillata*), csillagpázsit (*Cynodon dactylon*), fenyérfű (*Botriochola ischaemum*), keskenylevelű sás (*Carex stenophylla*).

A KvVM rendelet alapján a 10.000 m³ alatti települési szilárdhulladék-lerakókat (B3 alkategóriájú) egy ütemben is lehet rekultiválni, míg az a fölöttieket két ütemben. Mivel Nemesnádudvaron a hulladékmennyiség 26.700 m³, így ennek megfelelően a 2006-ban kiadott rekultivációs engedély kétütemű lezárást ír elő, a rekultivációt az átmeneti lezárást követően 10 éven belüli végleges lezárással kell megvalósítani.

A tartós szegfű állomány felfedezése után a rekultivációs terveket és az engedélyeket is át kellett dolgozni. A 2009-ben kiadott rekultivációs engedély táj- és természetvédelmi előírásait a KNPI fogalmazta meg, melynek megállapításai a következők:

- Egy ütemben történő rekultiváció.
- A rekultivációs munka kezdetének bejelentése a területileg illetékes természetvédelmi őrnök.
- A földtakaráshoz, takaróanyagként csak az eredeti talajhoz hasonló, humusz- és gyommentes talaj használható fel.
- A rekultivált lerakó felszínét a természetes domborzati formákat utánozó módon, a merev formák és vonalak mellőzésével kell kialakítani.
- A tevékenység során meg kell óvni a védett növényfajok, különösen a fokozottan védett tartós szegfű állományát és egyedeit.
- A védett és fokozottan védett növények előfordulási helyeit (élőhely-foltjait) a munkálatok idejére jól látható módon meg kell jelölni, a munkálatok befejezése után a jelölést el kell távolítani.

- Az előzőek szerint megjelölt területeken géppel közlekedni tilos, azokon gépeket, hulladékot, eszközöket, anyagokat még átmenetileg is tilos elhelyezni.
- A megjelölt területen található hulladékot kézi erővel kell összegyűjteni, a növényegyedek károsítását elkerülve.
- A munkálatokban részt vevő valamennyi személyt – dokumentált módon – tájékoztatni kell a munkavégzés természetvédelmi feltételeiről.
- A terület északi és nyugati oldalán cserjefajokból álló sövényt kell telepíteni, a KNPI ajánlásához igazodva.
- Az egyszeri füvesítést a szomszédos területről fogott kaszálék szétterítésével indokolt elvégezni, az agresszív hazai fűfajok nem alkalmazhatók.

A fentiekből kiderül, hogy a kétütemű rekultivációt a jogszabályi előírások ellenére a természetvédelmi szempontok figyelembe vételére hivatkozva a hatóság együtemű lezárásra módosította.

A rekultiváció természetvédelmi szempontból fontos munkafázisai

Az Önkormányzattal, a kivitelező konzorciummal és a természetvédelmi hatósággal folytatott folyamatos egyeztetések során kialakított rekultivációs engedélyek birtokában 2010. októberében megkezdődtek a lerakó rekultivációs munkái, igaz az illetékes természetvédelmi őrt nem 8 nappal előtte értesítették a kivitelezést végzők, hanem pár órával a gépek felvonulása előtt.

Megtörtént a megóvandó terület lehatárolása és szalaggal történő elkerítése. Ezen a területen belül csak kézi erővel történhetett a szétszóródott hulladék összegyűjtése, amely elsősorban a felszínen volt. Csupán egy hely adódott, ahol gépi munkavégzés történhetett, mivel ott nagy mennyiségű betontörmelék volt felhalmozva, amelynek kézi erővel történő eltávolítása nehézkes lett volna.

A gépi munkavégzés egyébként a fenti kis területet leszámítva a lekerített területen belül nem történt.

A lerakó takarása a szomszédos területre jellemző talajfőleséggel történt, így jó eséllyel alakulhat ki hasonló vegetáció a rekultivált felszínen, mint a szomszédos természetközeli állapotú gyepeken.

Igazából egyetlen probléma adódott a rekultiváció szempontjából. A kései időpont (október-november) miatt a füvesítésre előírt szomszédos területekről való kaszálék begyűjtése a pázsítfűvek maghullása miatt nem volt megoldható, így más megoldás vált szükségessé.

A KNPI szakemberivel történt egyeztetést követően „bolti” fűmagkeverékkel kell megoldani a füvesítést, amelynek az arányai a következők:

- 35% nádképű csenkesz (*Festuca arundinacea*)
- 35% sovány csenkesz (*Festuca pseudovina*)
- 30% angolperje (*Lolium perenne*)

Az így füvesített depóniafelszín a következő évben már felül lehet vetni a szomszédos területekről származó fűek magjaival. A gyepterületek folyamatos kezelésével elérhető egy kívánt állapot, amely idővel a szomszédos, értékesebb területek gyeptársulásaihoz hasonló növényzet lehet. A rekultivációs állapotot mutatja a 2. ábra, és rekultiváció utáni helyzetet a 3. ábra szemlélteti.



2. ábra A terület képe a rekultiváció előtt
Figure 2. The landfill 2 before the reclamation



3. ábra A terület képe a rekultiváció után
Figure 3. The landfill after the reclamation

A jövőbeni feladatok egyike a renaturalizált depóniafelszín szukcessziójának vizsgálata, hogy az eredeti növényzet a propagulum-területekről milyen mértékben és mennyi idő alatt tud elterjedni.

Összefoglalás

A tartós szegfű felfedezése óta eltelt másfél évvel elmondható, hogy a különböző érdekeltségű szervek együttműködése révén egy példás összefogás valósult meg a növény itteni állományának megóvása érdekében.

Reméljük, a hulladéklerakás veszélye nem csak hivatalosan szűnt meg, az illegális hulladéklerakás (a tiltó tábla ellenére is) veszélyeket hordozhat magában, akár csak az illegális homokbányászat, vagy a napjainkban egyre nagyobb természetvédelmi gondokat okozó terepmotorozás. Tehát a természetvédelmi felügyelet, illetve a növényállomány évenkénti nyomon követése továbbra is elengedhetetlen.

Bízunk benne, hogy ezt a követendő példát máshol is jó példának veszik és hasznos tapasztalatokkal gazdagodott mind a természetvédelmi, mind a hulladékgazdálkodási ágazat a jövőben felmerülő esetleges hasonló esetek még gördülékenyebb megoldása érdekében.

Irodalom

- DÉL-ALFÖLDI STATISZTIKAI RÉGIÓ HULLADÉKGAZDÁLKODÁSI TERVE 2003-2008: Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi Felügyelőség, Szeged.
- FAGGYAS SZ. 2010: A hulladékgazdálkodás, valamint a táj- és természetvédelem konfliktusa és a lehetséges megoldások. In: Kertész Á. (szerk.): Tájökológiai kutatások 2010. IV. Magyar Tájökológiai Konferencia Kötete, Magyar Tudományos Akadémia Földrajzkutató Intézete, Budapest. pp. 93–100.
- FARKAS T., MEZEI L., HORVÁTH H. 2006: Nemesnádudvar települési szilárd és folyékony hulladéklerakó telep teljeskörű felülvizsgálati dokumentációja. Rex Terra Kft., Kiskunhalas, pp. 3–42.
- MIKLE-BARÁTH E., TRAUER N., GUBÁN J. 2006: Nemesnádudvar települési szilárd és folyékony hulladéklerakó rekultivációs terv. Rex Terra Kft., Kiskunhalas, pp. 3–21.
- ORSZÁGOS HULLADÉKGAZDÁLKODÁSI TERV 2003-2008: Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Budapest.
- ALSÓ-DUNA-VÖLGYI KÖRNYEZETVÉDELMI, TERMÉSZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI FELÜGYELŐSÉG Baja, 2006: Alsó-Tisza-vidéki Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség Szeged, 2009, Dél-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség (Pécs, 2006), valamint a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóság (Kecskemét, 2009) ügy során keletkezett hivatalos iratai.
- KISKUNSAGI NEMZETI PARK IGAZGATÓSÁG 2010: természetvédelmi adatbázisai. A hulladéklerakással, valamint a hulladéklerakóval kapcsolatos egyes szabályokról és feltételekről szóló 20/2006. (IV. 5.) KvVM rendelet, Kecskemét.

NATURE CONSERVATION ISSUES CONCERNING THE RECULTIVATION OF THE LANDFILL OF NEMESNÁDUDVAR

SZ. FAGGYAS

Kiskunság National Park Directorate
6000 Kecskemét, Liszt F. u. 19. e-mail: faggyasz@knp.hu

Keywords: Nemesnádudvar, landfill, long-lasting pink, recultivation

Summary: The landfill of Nemesnádudvar has been recultivated in 2010. The planning process of the construction works had been significantly influenced by the discovery of a huge population of the endemic long lasting pink (*Dianthus diutinus*) in 2009. My article aims to explain the nature conservation interventions due to the revelation of the endemic plant.

ALKALMAZHATÓ-E GYEPESÍTÉS GYOMOK VISSZASZORÍTÁSÁRA? A HORTOBÁGYI NEMZETI PARKBAN VÉGZETT GYEPREKONSTRUKCIÓK TAPASZTALATAI

MIGLÉCZ Tamás, TÓTH Katalin

Debreceni Egyetem, Ökológiai Tanszék
4010 Debrecen, Pf. 71., e-mail: tamas.miglecza@gmail.com

Kulcsszavak: magvetés; szukcesszió; felhagyott szántó

Összefoglalás: A gyepek területe jelentősen csökkent Európában az utóbbi évtizedekben. Ugyanakkor egyre nagyobb arányban hagynak fel mezőgazdasági területeket Közép- és Kelet-Európában. Ez kiváló lehetőséget nyújt a gyepek területének növelésére. Ha a felhagyott mezőgazdasági területeken nem történik gyeprekonstrukció akkor gyakran tapasztalható jelentős mértékű gyomosodás. Ez a gyomosodás a környező gyepekben és mezőgazdasági területeken is komoly gyom-magterhelést jelent, ami növeli a területek gyomosodásának kockázatát. Így a gyeprekonstrukciók egyik előnye a gyomosodás csökkentése. Kutatásaink során két különböző magkeverékkel gyepesített, majd évi egyszeri kaszálással kezelt szántóterületeken a magvetés gyomosodásra gyakorolt hatását vizsgáltuk. Eredményeink azt mutatják, hogy a gyorsan kialakuló gyeptakaró az első évet követően eredményesen szorította vissza a rövid életű gyomokat. A rövid életű gyomok jelentős magkészlete arra enged következtetni, hogy a gyomok magkészlete a gyepesítést követően is a talajban maradt. Ez kockázatot jelent, mivel a területek a későbbiekben is elgyomosodhatnak. A vizsgálat időtartama alatt az évelő gyomok borítását nem csökkentette az évi egyszeri kaszálással kombinált magvetés. Eredményeink alapján ugyanazon magkeverékkel gyepesített területeken eltérő előtörténet esetén más évelő gyomfajok voltak dominánsak. Az *Agropyron* fajokat csak a lucerna előveteményű területeken mutattuk ki, míg a *Cirsium arvense* a gabona és napraforgó előveteményű területekre volt jellemző, de a lucerna előtörténetűekre nem. Eredményeink azt mutatják, hogy a gyepesítés utáni kezelések megtervezésekor ezekre a tényezőkre is tekintettel kell lenni.

Bevezetés

A felhagyott mezőgazdasági területeken zajló gyeprekonstrukció kiváló lehetőséget nyújt a biodiverzitás csökkenés mérséklésére (EWERS és DIDHAM 2005, PLIENINGER és GAERTNER 2011). Általa új gyepterületeket alakíthatunk ki, növelhetjük a megmaradt gyepterületek területét, összekapcsolhatjuk a meglévő gyepterületeket vagy pufferzónát alakíthatunk ki körülöttük. Így a környező mezőgazdasági területek kedvezőtlen hatásai is (pesticidok, műtrágya beszivárgása, zavarás stb.) hatékonyan csökkenthetők (CRITCHLEY et al. 2003). A gyeprekonstrukció további előnye lehet, hogy segítségével a gyomokat a felhagyott termőterületeken, útszéleken és szántóföldmezsgyéken (BLUMENTHAL et al. 2005). Közép- és Kelet-Európában a gyomok visszaszorítása egyre fontosabb, hiszen az elmúlt évtizedekben igen sok szántóterületet hagytak fel (CRAMER et al. 2008), amely területek fontos kolonizációs pontként szolgálhatnak invazív fajok, pl. a selyemkóró (*Asclepias syriaca*) vagy a parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*) terjedésében (CSONTOS et al. 2009, PINKE et al. 2011). Emiatt fontos, hogy visszaszorítsuk a gyomokat a felhagyott szántóterületeken, hogy megakadályozzuk, illetve lassítsuk a terjedésüket (BLUMENTHAL et al. 2003). A gyomvisszaszorítás és a gyepesítés általában költséges beavatkozás. Ha a gyepesítéssel a gyomvisszaszorítás költségei csökkenthetők az a termé-

szetes gyepterületek megőrzése mellett további érvet jelenthet a döntéshozóknak arra, hogy támogassák a gyeprekonstrukciós beavatkozásokat.

A gyomokat, mint ruderalis (R) stratégiájú növényeket általában gyors növekedés, rövid élettartam és nagyszámú, gyakran perzisztens magok képzésében megnyilvánuló reproductív allokáció jellemzi (THOMPSON et al. 1997). A gyomok a felhagyott szántóföldek korai kolonizálóiként gyorsan elszaporodnak a már földben lévő vegetatív propagulum-bankjaikból (pl. gyökérsarjjal, rizómával) vagy a magbankból (GRIME 1979, PRACH et al. 2007). Tápanyagban gazdag szántóföldi körülmények között a gyomok gyakran sikeres kompetitorok, azonban kései szukcessziós stádiumokra jellemző kompetitív környezetben általában kevésbé sikeresek (BLUMENTHAL et al. 2005, TÖRÖK et al. 2008). Ezek alapján kézenfekvő, hogy kései szukcessziós stádiumra jellemző fajok vetésével, egy kompetitív biotikus környezet kialakításával eredményesen visszaszoríthatjuk őket. Mindezek alapján gyakran javasolják a magvetéses gyeprekonstrukciót, főként olyan területeken, ahol erőteljes gyomosodás várható (PRACH és HOBBS 2008, HEDBERG és KOTOWSKI 2010). Ennek ellenére a magvetés gyomokra gyakorolt hatását kevesen vizsgálták (lásd például: VAN DER PUTTEN et al. 2000, LEPSH et al 2007).

Vizsgálataink során alacsony diverzitású magkeverékkel gyepesített felhagyott szántók vegetációfejlődését és talajmagbankját tanulmányoztuk. Célunk egy gyakran használt gyepesítési módszer (alacsony diverzitású magkeverék vetés évi egyszeri kaszálással) hatékonyságának vizsgálata volt a gyepek biodiverzitásának helyreállításában és a gyomok visszaszorításában. Munkánk során a következő kérdésekre kerestük a választ. (i) Mely gyomfajokat szorítja vissza az ilyen típusú gyepesítés? (ii) Mennyiben befolyásolja a gyomok visszaszorulását az eltérő előtörténet és magkeverék? (iii) Veszélyezteteti-e a gyomvisszaszorítás sikerességét a gyom vegetáció magbankból történő újratelepedése?

Anyag és módszer

Mintavételi terület

A mintavételi terület a Hortobágyi Nemzeti Park (HNP) területén helyezkedik el (Egyek-Pusztakócsi mocsarak, N 47° 34', E 20° 55'). Az évi átlagos csapadékmennyiség 550 mm (gyakran nagy évenkénti ingadozás tapasztalható), az évi középhőmérséklet 9,5 °C. A mintavételi területen 2005-ben gyeprekonstrukció kezdődött (<http://life2004.hnp.hu>). Ennek során talajelőkészítést követően (mélyszántás és simítózás) két-három őshonos fűfaj magjaiból álló alacsony diverzitású magkeveréket vetettek 17 felhagyott szántón (10 lucernás, 4 napraforgó és 3 gabona előveteményű terület, összesen 200 ha) 2005 (11 felhagyott szántó) és 2006 (6 felhagyott szántó) októberében. A *Festuca pseudovina* (67%) és *Poa angustifolia* magjait tartalmazó szik magkeveréket 9 felhagyott szántóterületen, míg a *Festuca rupicola* (40%), *Bromus inermis* (30%) és *Poa angustifolia* (30%) magjait tartalmazó lösz magkeveréket 8 felhagyott szántóterületen vetették. A *Festuca rupicola* magjai teljes egészében, míg a *Festuca pseudovina* magjainak legnagyobb része a HNP területéről származik. A *Poa angustifolia* és a *Bromus inermis* nem alkotnak nagy, összefüggő állományokat a HNP területén, így magjaik nagyüzemi begyűjtését nem lehetett kivitelezni. Ezen fajok magjai kereskedelmi forgalomból, Szarvas térségéből szár-

maznak. A természetvédelmi célú gyeprekonstrukció gyakorlatának megfelelően (KIEHL et al. 2010, TÖRÖK et al. 2011a) viszonylag alacsony, mintegy 25 kg/ha mennyiségben vetették a magkeverékeket. Vetést követően minden év kora júniusában a gyomok többségének magérését megelőzően, egyszeri kaszálással kezelték a területet. Majd a szénát elszállítottuk a területről. Más kezelést nem folytattak a területen.

A terület talaja közepesen kötött (vályog - agyagos vályog). A talaj pH értéke 6,0-7,6 között változott. Alacsony só- ($< 0,02\%$) és CaCO_3 -tartalom ($< 2\%$) volt jellemző. Minden szántóterületen magas foszfor (általában 500–700 mg/kg) és kálium (általában 400–600 mg/kg) tartalmat mértek, mely gyakran előfordul hosszantartó szántóföldi művelés után. A területek jelölésekor az első betű az elővetemény (L – lucerna, G – gabona, N – napraforgó); a második betű a vetett magkeveréket (S – szik, L – lősz); a jelölés végén lévő szám pedig a terület számát jelenti. Így a szik és lősz magkeverékkel vetett lucernások jelölése rendre LS1-LS4 és LL1-LL6, a szik és lősz magkeverékkel vetett gabonaföldek jelölése rendre GS1-GS2 és GL1 és a szik és lősz magkeverékkel vetett napraforgó földek jelölése rendre NS1-NS3 és NL1 voltak.

Mintavétel

Szántóföldenként egy 5×5 m-es mintavételi területet jelöltünk ki, elkerülve a gyepesített terület szegélyét. Minden mintavételi területen négy darab 1×1 m-es állandó kvadrátot jelöltünk ki. A kvadrátokban a vetés utáni három évben minden év júniusának elején, a kaszálás előtt felmértük az edényes növényfajok fajonkénti borítását. Referenciaként kiválasztottunk 3 szikes (*Achilleo setaceae-Festucetum pseudovinae*) és 3 lőszgyepet (*Salvio nemorosae-Festucetum rupicolae*) a környéken, melyeken szintén a fentebb leírt módon végeztük a mintavételt.

A talaj magbankjának vizsgálatát három évvel a vetést követően végeztük, amikor már zárt évelőkből álló gyeptakaró alakult ki. A mintákat hóolvadás után gyűjtöttük a növényzet felmérésére kijelölt állandó kvadrátokban, késő márciusban. 2008-ban 11 felhagyott szántón, 2009-ben 6 felhagyott szántón történt mintavétel. Kvadrátonként három darab, 4 cm átmérőjű és 10 cm mély talajfuratot. Ez mintavételi területenként 12 furatot jelentett (mindösszesen 204 furat). Egy furat térfogata 126 cm³ volt. Az egy kvadrátból vett mintákat együtt kezeltük, hogy csökkentsük a talajminták magtartalmának heterogenitását. A mintákat TER HEERDT et al. (1996) módszere alapján mosás segítségével koncentráltuk. Talajkoncentráció közben a vegetatív növényi részeket egy 3 mm lyukbőségű durva szitával, míg a mag-mentes finom talaj részecskéket egy 0,2 mm lyukbőségű szitával távolítottuk el. A koncentrált mintákat vékony rétegben (maximum 3–4 mm) sterilizált virágföldet tartalmazó csíráztató ládába rétegeztük. A csíráztató ládákat kora májustól augusztusig árnyékolt nem fűtött üvegházban helyeztük el. A csíranövényeket rendszeresen számoltuk, határoztuk és eltávolítottuk. A nem vagy nehezen határozható példányokat átültettük és addig neveltük, míg meghatározhatóak lettek. Július elején, a csírázás megszűnését követően szüneteltettük az öntözést. Az összeszáradt minta rétegeket óvatosan átforgattuk, majd szeptember elejétől újraindítottuk a csíráztatást, ami november elejéig tartott. Az üvegházi és spontán bejutó magszennyezést steril földdel töltött kontroll ládák segítségével követtük nyomon.

Adatfeldolgozás

Az *Agropyron repens* és *A. intermedium* vegetatív állapotban történő határozása nehézségekbe ütközött, így *Agropyron* fajok néven összevontan kezeltük őket az elemzések során. Az előbbihez hasonlóan a *Typha angustifolia* és a *T. latifolia* csíranövényeit is összevontuk, *Typha* fajok néven jelöltük.

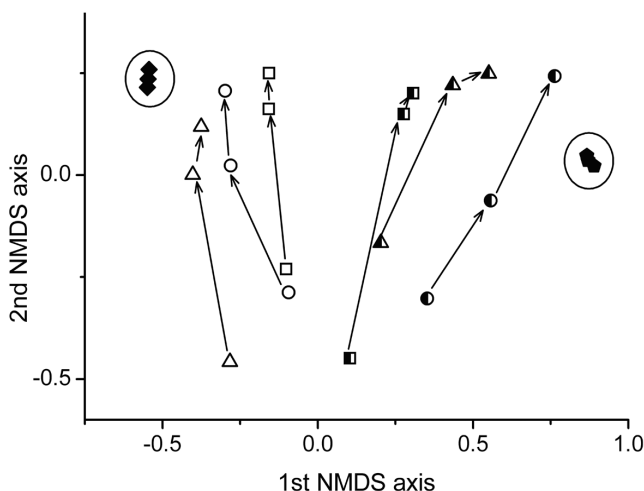
Gyomnak tekintettük az adventív kompetitorokat (AC, pl. *Conyza canadensis*, *Ambrosia artemisiifolia*), ruderális kompetitorokat (RC, pl. *Cirsium arvense*, *Agropyron repens*) és a nagyrészt alacsony kompetitív képességű, egy és kétéves egyszikűeket és kétszikűeket (BORHIDI 1995). Minden fajt egyszerűsített funkcionális csoportokba rendeltünk a Ranunkier-féle életforma kategóriák és morfológiai tulajdonságok felhasználásával. Ezek a csoportok a rövidéletűek (Th, TH) és évelők (H, G, Ch). Morfológiai tulajdonságok alapján fűneműekre (*Juncaceae*, *Cyperaceae* és *Poaceae*) és dudvaneműekre osztottuk fel a növényeket. A különböző évek növényzetének borítás értékeit és fajgazdagság értékeit ANOVA segítségével hasonlítottuk össze. A különbségek kimutatására Tukey tesztet használtunk (ZAR 1999). A gypesített szántók vegetációját Bray-Curtis hasonlóság alkalmazásával NMDS ordinációval hasonlítottuk össze (LEGENDRE és LEGENDRE 1998). A fajok nevezéktana Simon (2000) munkáját követi.

Eredmények

Vegetáció

Az első évben még rövid életű fajok által dominált vegetációt a legtöbb szántón fokozatosan egy a vetett fűvek által dominált évelő fajokból álló vegetáció váltotta fel. A növényzet időbeli fejlődését az 1. ábrán szemléltetjük. A harmadik évre a szik és lösz magkeverékkel végzett gypesítések növényzete elkülönült egymástól. A harmadik év vegetációját jelző pontok minden elővetemény esetében közelítettek a természetközeli állapotú referencia gyepek pontjaihoz.

A vizsgálat három éve alatt összesen 113 növényfajt (köztük 47 gyom fajt) azonosítottunk a gypesített szántókon. Ezek közül 34 faj rendelkezett számottevő borítással (legalább egy szántón, egy évben 5% feletti borítás, Függelék A). Az átlagos fajszám és a rövid életű gyomok fajszáma az első évben volt a legnagyobb. Ebből fakadóan mind a szik magkeverékkel vetett, mind a lösz magkeverékkel gypesített szántókon a fajszám csökkenő tendenciát mutatott (1. táblázat, RM ANOVA, $N = 9$, $F = 20,9$ és $39,3$ a teljes és rövidéletű gyom fajszámra, $P < 0,001$). Az első évben majdnem minden területen nagy borítással rendelkeztek a rövid életű gyomok (lásd. 1. ábra és Függelék A). Az első évet követően a rövid életű gyomok borításának jelentős csökkenését figyeltük meg. Ezzel szemben a vetett fűvek borítása minden gypesített szántón nőtt (RM ANOVA. Szik magkeverék esetén: $N = 9$, $F = 37,6$ és $25,5$ a gyomok és a vetett fűvek borítására, $P < 0,001$. Lösz magkeverék esetén: $N = 8$, $F = 60,6$ és $67,5$ a gyomok és vetett fűvek borítására, $P < 0,001$, Függelék A). A harmadik évre minden gypesített szántón évelő fajok, köztük a vetett fűvek, váltak dominánssá.



1. ábra. Az alacsony diverzitású magkeverékekkel vetett lucerna, gabona és napraforgó előtörténetű szántóterületek vegetációfejlődése a referenciagyeppekhez képest NMDS ordináción szemlélítve.

Jelmagyarázat: szik magkeverékkel vetett lucerna előveteményű területek (LS) = üres négyzet; szik magkeverékkel vetett napraforgó előveteményű területek (NS) = üres háromszög; szik magkeverékkel vetett gabona előveteményű területek (GS) = üres kör; lösz magkeverékkel vetett lucerna előveteményű területek (LL) = félig kitöltött négyzet; lösz magkeverékkel vetett napraforgó előveteményű területek (NL) = félig kitöltött háromszög; lösz magkeverékkel vetett gabona előveteményű területek (GL) = félig kitöltött kör; referencia gyeppek = teljesen sötét alakzatok (deltoid a szikes gyeppeknek (RS), ötszög a löszgyeppeknek (LS)).

Figure 1. Vegetation development in former alfalfa, cereal and sunflower fields sown by low-diversity seed mixtures towards to reference grasslands as shown by a NMDS ordination. Notations: alfalfa fields with alkali seed mixture (LS) = empty square; sunflower fields with alkali seed mixture (NS) = empty triangle; cereal fields with alkali seed mixtures (GS) = empty circle; alfalfa fields with loess seed mixture (LL) = half-empty square; sunflower fields with loess seed mixture (NL) = half-empty triangle; cereal fields with loess seed mixture (GL) = half-empty circle; reference grasslands = filled symbols (deltoid for alkali grasslands (RS), pentagon for loess grasslands (LS)).

1. táblázat A szik és lösz magkeverékkel gyepesített területeken detektált rövid életű gyomok fajsza és borításértékei és a vetett fűvek borításértékei (átlag \pm SE, %). A különböző betűk a felső indexben az évek közötti szignifikáns különbségeket jelölik (RM ANOVA és Tukey teszt, $p < 0,001$, $N = 9$ „szik” magkeverék esetében, $N = 8$ lösz magkeverék esetében)

Table 1. Species richness and cover scores of short lived-weeds and cover of sown grasses in fields sown with alkali and loess seed mixtures (mean \pm SE, %). Different superscripted letters indicate significant differences between years (RM ANOVA and Tukey test, $p < 0.001$, $N=9$ for alkali, and $N=8$ for loess fields, respectively)

	1. év	2. év	3. év
„Szik” magkeverék			
Fajszám	15,3 \pm 1,1 ^a	9,7 \pm 1,4 ^b	6,8 \pm 0,9 ^b
Rövid életű gyomok fajsza	8,1 \pm 0,7 ^a	3,3 \pm 0,8 ^b	1,3 \pm 0,5 ^b
Vetett fűvek borítása	22,6 \pm 7,6 ^a	54,7 \pm 11,3 ^b	67,6 \pm 5,8 ^b
Rövid életű gyomok borítása	64,2 \pm 9,9 ^a	18,5 \pm 6,8 ^b	1,7 \pm 0,6 ^b
„Lösz” magkeverék			
Fajszám	15,4 \pm 0,5 ^a	9,0 \pm 1,0 ^b	8,1 \pm 0,6 ^b
Rövid életű gyomok fajsza	7,8 \pm 0,6 ^a	2,0 \pm 0,4 ^b	1,0 \pm 0,3 ^b
Vetett fűvek borítása	16,0 \pm 5,0 ^a	76,5 \pm 6,8 ^b	86,7 \pm 3,2 ^b
Rövid életű gyomok borítása	69,6 \pm 8,5 ^a	4,3 \pm 1,2 ^b	1,8 \pm 0,6 ^b

Néhány gyepesített szántón jelentős borítással voltak jelen olyan élő gyomok, melyek hiányoztak a referencia gyepekből (Függelék A). A legtöbb szik magkeveréssel gyepesített lucerna előveteményű szántón magas, vagy egyre növekvő borítással voltak jelen az *Agropyron* fajok (Függelék A). Az LS1 és LS2 szántókon szignifikánsan növekedett az *Agropyron* fajok borítása a 3 év alatt (RM ANOVA, $N = 4$, LS1: $P < 0,001$, $F = 25,83$ és LS2: marginálisan szignifikáns, $P = 0,052$, $F = 5,05$). A legtöbb szik magkeveréssel gyepesített gabona és napraforgó előveteményű szántón magas volt a *Cirsium arvense* borítása. A GS2, NS1, NS2, NS3 szántón az első évtől a harmadik évig növekedett a *Cirsium arvense* borítása (a GS1 esetében szignifikánsan: RM ANOVA, $N = 4$, $F = 7,59$, $P = 0,023$, és marginálisan szignifikánsan az NS1 szántón: $F = 4,12$, $P = 0,079$). Az előzőektől eltérően a legtöbb lősz magkeveréssel gyepesített szántón az élő gyomok vagy alacsony borítással (általában 5%-nál kisebb borítással), vagy csökkenő borítással voltak jelen az első évet követően, az előveteménytől függetlenül (pl. az élő gyomok borítása a GL1 szántón az első évben 35,1%, a harmadik évre 15,8%-ra csökkent). Azonban a GL1 szántón a *Cirsium arvense* borítása nagy ingadozás mellett növekedett az első évi 7,1%-ról 14,3%-ra a harmadik évre.

Magbank és vegetáció

A csíráztatás alatt összesen 76 faj 3802 csíranövényét távolítottuk el. Az átlagos magszűrűség 4775-től 23741 mag/m² szélső értékek között mozgott. A magszűrűség jellemzően 11000 és 18000 mag/m² volt. A magbankból kelt 21 leggyakoribb faj közül 13 gyom, mintegy 2740 csíranövényrel a magbank közel 70%-át, adta szinte minden gyepesített szántón. Előveteménytől és magkeveréktől függetlenül magas volt a rövid életű gyomnövények magjainak aránya a magbankban. A leggyakoribb faj a magbankban a *Capsella bursa-pastoris* volt, ami majdnem minden gyepesített szántón nagy mennyiségben kelt. A legnagyobb magszűrűség értékeket a lucerna előveteményű gyepesített szántókon mutattuk ki (szik magkeveréssel vetett lucerna előveteményű gyepesített szántókon: 2719–4708 mag/m²; lősz magkeveréssel vetett lucerna előveteményű gyepesített szántókon: 4377–10345 mag/m²). Az *Echinochloa crus-galli* inkább a gabona és napraforgó előveteményű területekről csírázott; a faj mindössze néhány egyede csírázott a lucerna előveteményű területekről. A legtöbb gyom faj esetében nem találtunk a magvetés és az elővetemény típusától függő egyértelmű trendeket. A gyomok mellett csak néhány pionír és higrofiton faj rendelkezett számottevő magbankkal. A *Gypsophilla muralis* és *Matricaria chamomilla*, melyek a szikes gyepek jellemző rövid életű pionír fajai csak a szik magkeveréssel gyepesített lucerna és gabona előtörténetű szántókon rendelkeztek számottevő magkészlettel (*Gypsophilla muralis*: 133–6499 mag/m², *Matricaria chamomilla*: 66–4642 mag/m²). A szélterjesztésű, apró magvú higrofitonok magjai (*Typha* fajok és az *Epilobium tetragonum*) minden gyepesített szántón kimutathatóak voltak. A vetett fűvek rendelkeztek a legszórványosabb magkészlettel; számottevő mintegy 1000 mag/m² denzitást meghaladó magbankkal csak a *Poa angustifolia* rendelkezett (maximálisan 1260 mag/m²). A legtöbb élő dudvanemű gyom alacsony denzitású magkészlettel rendelkezett (általában néhány száz mag/m²), az élő fűnemű gyomoknak nem volt kimutatható magkészlete.

A vegetációból és magbankból összesen 146 edényes növényfajt mutattunk ki. A magbank fajösszetétele leginkább az első évi vegetáció fajkészletéhez volt hasonló, a

hasonlóság mértéke azonban itt is alacsony volt, a Jaccard-féle hasonlóság 0,16 és 0,38 szélső értékek között változott. A hasonlóság értékek átlagai az első évtől a harmadikig csökkentek mindkét magkeverék típusall gyepesített szántókon (RM ANOVA, $P < 0,001$, szik magkeverék $N = 9$, $F = 13,53$; lösz magkeverék $N = 8$, $F = 19,93$). Több olyan rövid életű gyomfaj rendelkezett jelentős magbankkal, melyek borítása nagy volt az első év vegetációjában, majd később visszaszorultak (pl. *Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*). Más rövid életű gyomok, mint például a *Fumaria officinalis*, *Fallopia convulvulus*, *Bromus arvensis*, *Papaver rhoeas*, *Veronica hederifolia* csak igen szórványos magbankkal rendelkeztek. Ezzel ellentétben több rövid életű gyom, mely kis borítással volt jelen a vegetációban, jelentős magbankkal rendelkezett (pl. *Echinochloa crus-galli*: 66–7029 mag/m², *Setaria glauca*: 66–6300 mag/m² és *S. viridis*: 66–1790 mag/m²).

Értékelés

Gyepregeneráció és a gyomok visszaszorítása

A vizsgált gyepesítési módszerrel három év alatt egy vetett vázfajokból álló gyepet hoztunk létre a felhagyott szántóterületen. Az alacsony diverzitású magkeverék vetése és az utókezelésként alkalmazott évi egyszeri kaszálás hatékonyan visszaszorította mind a dudvanemű, mind a fűnemű gyomokat. A rövid életű gyomok borításértékei az első évi átlagos 64–67%-ról a harmadik évre mintegy 2%-ra csökkent. Alacsony és magas diverzitású magkeverékekkel végzett külföldi gyepesítési vizsgálatok is hasonló eredményre jutottak (LEPŠ et al. 2007, JONGEPIEROVÁ et al. 2007, PYWELL et al. 2002). A rövid életű gyomok gyors visszaszorulása több okra is visszavezethető: (i) általában alacsony kompetíciós képességekkel rendelkeznek (TILMAN 1982); (ii) számos faj a talajban nem képez perzisztens magkészletet, mint ahogy azt több faj esetében ebben a vizsgálatban is tapasztaltuk; (iii) a felhalmozódott avar, vagy a növényi biomasza fizikai barrierként, a talajfelszín árnyékolása révén (VAN DER PUTTEN et al. 2001), illetve az avar bomlása során felszabaduló allelopátiás anyagok formájában gátolhatja a csírázásukat (RUPRECHT et al. 2008).

Egyes területeken az összefüggő gyeptakaró kialakulását is hátráltatták a növekvő borítással megjelenő évelő gyomok. Vizsgálatunkban a leggyakoribb évelő gyomfajok az *Agropyron repens*, *A. intermedium* és a *Cirsium arvense* voltak. Ezen fajok esetében más vizsgálatok is hasonló eredményre jutottak. Magvetést követően (*Agropyron repens*, LEPŠ et al., 2007; JONGEPIEROVÁ et al. 2007) felhagyott szántók spontán gyeperedésekor (*Agropyron repens* és *Cirsium arvense*, RUPRECHT 2005, PRACH és PYŠEK 2001, *A. intermedium*, TÖRÖK et al. 2011b) illetve több kezelt mezőgazdasági területen (*Cirsium arvense*, DE BRUIJN és BORK 2006) szintén megnövekedett borításukról számoltak be.

Ezek az évelők gyökérsarjaik segítségével vegetatív módon hatékonyan terjednek. Így a talajelőkészítést túlélve, a magvetést követően gyorsan megtelepedhetnek (LEPŠ et al. 2007, PRACH et al. 2007). Ezen felül a *Cirsium arvense* jelentős magbankkal rendelkezik (ebben a vizsgálatban mintegy 1790 mag/m² magsűrűséget találtunk), magjait hatékonyan terjeszti a szél, másodlagosan pedig a hangyák (ALBRECHT 2005; LENGUEL et al. 2010). Az évelők gyors borításnővekedését a talaj magas tápanyagtartalma is segítette, mely gyakori a felhagyott szántókon (DEÁK et al. 2008). Az évelő gyomok visszaszorításhoz intenzívebb kezelési beavatkozások és hosszabb idő szükséges, mint a vizsgálat időtartama.

Évi többszöri kaszálás (az *Agropyron repens* visszaszorítása, PARR és WAY 1988), vagy nagy állatállománnyal történő intenzív szakaszos legeltetés (DE BRUIJN és BORK 2006,) célravezető megoldást jelenthet az élő gyomok borításának csökkentésére.

Megoldást jelenthet még a mezőgazdasági gyakorlatban használt magasabb vetőmag normájú vetés, azaz mintegy 80–100 kg/ha (akár 500 kg/ha-ig; VAN ANDEL és ARONSON 2006, PENKSZA et al. 2009, 2010, SZENTES et al. 2009, KISS et al. 2006, 2011) alkalmazása is. A magas vetőmag normájú vetés eredménye egy sűrű, zárt gyeppé, mely valószínűleg az alacsony vetőmag normájú vetésnél hatékonyabb a gyomok visszaszorításában, de a későbbiekben gátolhatja a kívánt kísérőfajok betelepülését (HELLSTRÖM et al. 2009, VIDA ET AL. 2008).

Magkeverékek és elővetemény

A vetett szántók gyeperedését az előveteménytől függően számos hatás késleltetheti: (i) a helyreállítani kívánt gyeptársulásra jellemző magbank és további magforrások hiánya (BISSELS et al. 2006, VALKÓ et al. 2011); (ii) magas talaj-tápanyagtartalom (PYWELL et al. 2002); illetve (iii) a gyomok megnövekedett vegetatív és generatív propagulum készlete a talajban (HUTCHINGS és BOOTH 1996). A magvetéses vizsgálatok alkalmával gyakran alábecsülik ezeket a gátló tényezőket. Mindezt arra alapozzák, hogy a gyepi fajok propagulum limitáltsága csupán vetéssel megszüntethető és minden a gyeppé kialakulását gátló tényezőkön felülkerekedhetnek. Így a magvetéses gyepesítést olyan területeken ajánlják, ahol a spontán szukcesszió folyamatát az intenzív és gyors gyomosodás akadályozza (PYWELL et al. 2002, TÖRÖK et al. 2011b). Vizsgálataim során igazoltuk, hogy a gyomok visszaszorításának hatékonysága magvetést követő évi egyszeri kaszálás alkalmazásakor nagyban függ a gyepesíteni kívánt szántó előveteményétől és a használt magkeveréktől. Több szik magkeverékkel gyepesített szántókon növekedett az élő gyomok aránya a vegetációfejlődés három éve alatt. Ezzel szemben a lősz magkeverékkel gyepesített szántókon sokkal kisebb volt az élő gyomok aránya. Ennek a különbségnek az egyik oka az eltérő magkeverékek használatában keresendő. A lősz magkeverék *Bromus inermis* magjait is tartalmazta, mely egy magas növesű, klonálisan szaporodó fűfaj, így valószínűleg hatékonyabban versengett a szintén klonálisan szaporodó *Cirsium arvense*-vel, vagy *Agropyron repens*-vel, mint egy alacsonyabb zsombékoló, vagy gyepeképző fűfaj.

A különböző előveteményű, de azonos magkeverékkel gyepesített szántóterületeken eltérő mértékű volt a gyepesítés sikeressége. A lucerna előveteményű területeken gyorsan megtelepedő, élő fűnemű gyomokat figyeltünk meg (*Agropyron* fajok). Ezzel szemben a gabona és napraforgó előveteményű területekre egy élő dudvanemű gyom, a *Cirsium arvense* elszaporodása volt jellemző. A lucerna előveteményű területeken az élő dudvanemű gyomok hiányát éppen a gyepesítés előtt a területen termesztett lucerna okozhatta. A lucerna, élő kétszikű fajként eredményesen szoríthat vissza egyes gyomfajokat (köztük a *Cirsium arvense*-t). Ezt egy előző vizsgálatban is kimutatták (TÖRÖK et al. 2011b). Az említett vizsgálatban a lucerna előtörténetű területeken volt a legalacsonyabb a *Cirsium arvense* borítása és az élő lucerna borítását fokozatosan élő fűborítás váltotta fel, anélkül, hogy közben az élő kétszikű gyomok elszaporodtak volna. Más kutatásokban jelentős *Cirsium arvense* borításról számoltak be gabona és kukorica előveteményű szántóterületekről (utóbbi elővetemény művelése elég hasonló a napraforgóéhoz), mely megegyezik ebben a vizsgálatban gabona és napraforgó előveteményű gyepesítéseinken

kapott eredményekkel (JONGEPIEROVÁ et al. 2004, DE BRUIJN és BORK 2006). Ezek az eredmények rávilágítanak arra, hogy az eltérő magkeveréssel vagy különböző előveteményű területeken történő gyepesítési beavatkozások esetében hasonló sikerességhez gyakran eltérő mértékű gyepesítési beavatkozás és utókezelés lehet szükséges.

Magbank

A felmért gyepesített szántókon tapasztalt magdenzitás adatok (körülbelül 2800–20500 mag/m²) az eddig mezőgazdasági területeken tapasztalt magdenzitási intervallum alsó harmadába esnek (250 – 130300 mag/m², CAVERS és BENOIT 1989). Eredményeink igazolták, hogy több a magbankból csak szórványosan kimutatott rövid életű gyomfaj végleg eltávolítható az alkalmazott gyepesítési módszerrel a gyepesített szántókról (pl. *Fumaria officinalis*, *Bromus arvensis*). Úgy tapasztaltuk, hogy több sikeresen visszaszorított (pl. *Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria inodora*) vagy a növényzetből nem is detektált (pl. *Setaria viridis*, *Setaria glauca*) gyom továbbra is jelentős magkészlettel rendelkezik, mely lehetővé teszi későbbi megtelepedésüket. Ezt az eredményt más szerzők eredményei is megerősítik (THOMPSON et al. 1997, DAVIES et al. 2005, TÖRÖK et al. 2009, TÓTH et al. 2011). Több a szántóföldi növénytermesztés során általánosan használt módszer (pl. sekélyszántás, tárcsázás) számos gyomfaj csírázását indítja meg, egyúttal csökkentve a talajban lévő magbankjukat (LUTMAN et al. 2001). A vizsgálatunkban gyorsan kialakuló élő borítás és a talajbolygatás hiánya visszaszorította ugyan a rövid életű fajokat és megakadályozta csírázásukat (az első évet kivéve), de ezzel együtt segítette a magbankjuk megőrzését a talajban. A gyp felnyílása a későbbiekben fokozhatja a gyomok magbankból történő újratelepedését, így az olyan kezelési módszerek, melyek elősegítik szabad talajfelszínek kialakulását és növelik gyomok számára kedvező mikroélőhelyek számát (pl. legeltetés, taposás) kerülendőek, főleg a gyepesítést követő első néhány évben (RENNE és TRACY 2007).

Köszönetnyilvánítás

A kutatást a Tiszántúli Környezetvédelmi Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség és a Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatósága engedélyezte. Köszönöm Török Péter, Lengyel Szabolcs és Tóthmérész Béla segítségét. Köszönjük Tóth Katalin, Radócz Szilvia, Tatár Bernadett, Koncz Csabáné, Tegdes Lászlóné, Mikecz Emese, Ölvedi Tamás, Vida Enikő terepi és laboratóriumi munkák során nyújtott segítségét. Köszönöm Lukács Balázs, Matus Gábor és Tanyi Péter segítségét, hasznos szakmai tanácsait. Köszönjük a Hortobágyi Nemzeti Park dolgozóinak segítségét (Kapocsi István, Gál Lajos, Sándor István, Molnár Attila, Kiss Róbert). A gyeprekonstrukciót az EU LIFE-Nature program támogatta (LIFE04NAT/HU/000119, <http://life2004.hnp.hu>). A vizsgálatot az OTKA és a Norvég Finanszírozási Alap együttesen (OTKA NNF 78887) támogatta.

Irodalom

- ALBRECHT H. 2005: Development of arable weed seedbanks during the 6 years after the change from conventional to organic farming. *Weed Research* 45: 339–350.
- VAN ANDEL J., ARONSON J. (Eds.) 2006: Restoration ecology – The new frontier. Oxford: Blackwell.
- BISSELS S., DONATH T. W., HÖLZEL N., OTTE A. 2006: Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. *Basic and Applied Ecology* 7: 433–442.
- BLUMENTHAL D. M., JORDAN N. R., SVENSON E. L. 2003: Weed control as a rationale for restoration: The example of tallgrass prairie. *Conservation Ecology* 7: 6, www.consecol.org/vol7/iss1/art6

- BLUMENTHAL D. M., JORDAN N. R., SVENSON, E. L. 2005: Effects of prairie restoration on weed invasions. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 107: 221–230.
- BORHIDI A. 1995: Social behaviour types, the naturalness and relative indicator values of the higher plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 97–181.
- CAVERS P. B., BENOIT D. L. 1989: Seed banks in arable land. In: A. M. Leck, T. V. Parker, R. L. Simpson (Eds.), *Ecology of soil seed banks*: San Diego: Academic Press, pp. 309–329.
- CRAMER V. A., HOBBS R. J., STANDISH R. J. 2008: What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 104–112.
- CRITCHLEY C. N. R., BURKE M. J. W., STEVENS D. P. 2003: Conservation of lowland semi-natural grasslands in the UK: a review of botanical monitoring results from agri-environment schemes. *Biological Conservation* 115: 263–268.
- CSONTOS P., BÓZSING E., CSERESNYÉS I., PENKSZA K. 2009: Reproductive potential of the alien species *Asclepias syriaca* (Asclepiadaceae) in the rural landscape. *Polish Journal of Ecology* 57:383–388.
- DAVIS A. S., CARDINA J., FORCELLA F., JOHNSON G. A., KEGODE G., LINDQUIST J. L., LUSCHEI E. C., RENNER K. A., SPRAGUE C. L., WILLIAMS M. M. 2005: Environmental factors affecting seed persistence of annual weeds across the US corn belt. *Weed Science* 53: 860–868.
- DE BRUIJN S. L., BORK E. W. 2006: Biological control of Canada thistle in temperate pastures using high density rotational cattle grazing. *Biological Control* 36: 305–315.
- DEÁK B., TÖRÖK P., KAPOCSI I., LONTAY L., VIDA E., VALKÓ O., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Szik- és löszgyep-rekonstrukció vázfajokból álló magkeverék vetésével a Hortobágyi Nemzeti Park területén (Egyek-Pusztaköcs). *Tájökológiai Lapok* 6: 323–332.
- EWERS R. M., DIDHAM R. K. 2005: Confounding factors in the detection of species response to habitat fragmentation. *Biological Review* 81: 117–142.
- GRIME J. P. 1979: *Plant strategies and Vegetation Processes*. Chichester: Wiley.
- HEDBERG P., KOTOWSKI V. 2010: New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *Journal for Nature Conservation* 18: 304–308.
- HELLSTROM K., HUHTA A.-P., RAUTIO P., TUOMI J. 2009: Seed introduction and gap creation facilitate restoration of meadow species richness. *Journal for Nature Conservation* 17: 236–244.
- HUTCHINGS M. J., BOOTH K. D. 1996: Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential poles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* 33: 1171–1181.
- JONGEPIEROVÁ I., JONGEPIER J. W., KLIMES L. 2004: Restoring grassland on arable land: an example of a fast spontaneous succession without weed-dominated stages. *Preslia* 76: 361–369.
- JONGEPIEROVÁ I., MITCHELL J., TZANOPOULOS J. 2007: A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biological Conservation* 139: 297–305.
- KIEHL K., KIRMER A., DONATH T. W., RASRAN L., HÖLZEL N. 2010: Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology* 11: 285–299.
- KISS T., MALATINSZKY Á., PENKSZA K. 2006: Comparative coenological examinations on pastures of the Great Hungarian Plain I. (horse and cattle pasture near Hódmezővásárhely) – *Tájökológiai Lapok* 4: 339–346.
- KISS T., LÉVAI P., FERENCZ Á., SZENTES SZ., HUFNAGEL L., NAGY A., BALOGH Á., PINTÉR O., SALÁTA D., HÁZI J., TÓTH A., WICHMANN B., PENKSZA K. 2011: Change of composition and diversity of species and grassland management between different grazing intensity - in Pannonian dry and wet grasslands. *Applied Ecology and Environmental Research* 9(3): 197–230.
- LUTMAN P. J. W., CUSSANS G. W., WRIGHT K. J., WILSON B. J., WRIGHT MC N. G., LAWSON H. M. 2001: The persistence of seeds of 16 weed species over six years in two arable fields. *Weed Research* 42: 231–241.
- LEGENDRE P., LEGENDRE L. 1998: *Numerical Ecology*. Elsevier, Amsterdam.
- LENGYEL SZ., GOVE A. D., LATIMER A. M., MAJER J. D., DUNN R. R. 2010: Convergent evolution of seed dispersal by ants, and phylogeny and biogeography in flowering plants: a global survey. *Perspectives in Plant Ecology and Evolution* 12: 43–55.
- LEPŠ J., DOLEŽAL J., BEZEMER T. M., BROWN V. K., HEDLUND K., IGUAL ARROYO M., JÖRGENSEN H. B., LAWSON C. S., MORTIMER S. R., PEIX GELDART A., RODRÍGUEZ BARRUECO C., SANTA REGINA I., ŠMILAUER P., VAN DER PUTTEN W. H. 2007: Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Applied Vegetation Science* 10: 97–110.
- PARR T. W., WAY J. M. 1988: Management of roadside vegetation: The long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology* 25: 1073–1087.
- PENKSZA K., SZENTES SZ., HÁZI J., TASI J., BARTHA S., MALATINSZKY Á. 2009: Grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Balaton Uplands National Park, Hungary. *Grassland Science in Europe* 15: 512–515. (ISBN 978-80-86908-15-1)

- PENKSZA K., SZENTES SZ., LOKSA G., HÁZI J. 2010: A legeltetés hatása a gyepekre és természetvédelmi vonatkozásai a Tapolcai- és a Káli- medencében. *Természetvédelmi Közlemények* 16: 25–49.
- PINKE GY., KARÁCSONY P., CZÚCZ B., BOTTA-DUKÁT Z. 2011: Determining the importance of environmental and land-use variables for the abundance of *Ambrosia artemisiifolia* in arable fields of Hungary. *Preslia* 83: 219–235.
- PLIENINGER T., GAERTNER M. 2011: Harnessing degraded lands for biodiversity conservation. *Journal for Nature Conservation* 19: 18–23.
- PRACH K., HOBBS R. J. 2008: Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology* 16: 363–366.
- PRACH K., PYŠEK P. 2001: Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17: 55–62.
- PRACHCH K., LEPS J., REJMÁNEK M. 2007: Old Field Succession in Central Europe: Local and Regional Patterns. In: Cramer V. A., Hobbs R. J. (szerk.): *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*. Island Press, Washington, pp. 180–201.
- PYWELL R. F., BULLOCK J. M., HOPKINS A., WALKER K. J., SPARKS T. H., BURKE M. J. W., PEEL S. 2002: Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39: 294–309.
- RENNE I. J., TRACY M. J. W. 2007: Disturbance persistence in managed grasslands: shifts in aboveground community structure and the weed seed bank. *Plant Ecology* 190: 71–80.
- RUPRECHT E. 2005: Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania). *Preslia* 77: 145–157.
- RUPRECHT E., DONATH T. W., OTTE A., ECKSTEIN R. L. 2008: Chemical effects of a dominant grass on seed germination of four familial pairs of dry grassland species. *Seed Science Research* 18: 239–248.
- SIMON T. 2000: A magyarországi edényes flóra határozója. *Harasztok – virágos növények*. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SZENTES SZ., TASI J., WICHMANN B., PENKSZA K. 2009: Botanikai és gyepgazdálkodási vizsgálatok 2008. évi eredményei a badacsonytördemici szürkemarha legelőn. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 7: 73–78.
- TER HEERDT G. N. J., VERWEIJ G. L. R., BEKKER R. M., BAKKER J. P. 1996: An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144–151.
- THOMPSON K., BAKKER J. P., BEKKER R. M. 1997: *Soil seed banks of North West Europe: Methodology, density and longevity*. Cambridge: Cambridge University Press.
- TILMAN D. 1982: *Resource competition and community structure*. Princeton: Princeton University Press.
- TÓTH A., BALOGH Á., WICHMANN B., BERKE J., GYULAI F., PENKSZA P., DANCZA I., KENÉZ ÁRPÁD⁶, SCHELLENBERGER J., PENKSZA K. 2011: Gyomvizsgálatok Pest megyei homoki mezőgazdasági területeken (lucernaföldek gyomvizsgálatai) I. Tájökológiai Lapok 2011: 449–461
- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Secondary succession in overgrazed Pannonian sandy grasslands. *Preslia* 80: 73–85.
- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2009: Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding. *Folia Geobotanica* 44: 31–46.
- TÖRÖK P., DEÁK B., VIDA E., VALKÓ O., LENGYEL S., TÓTHMÉRÉSZ B. 2010: Restoring grassland biodiversity: sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143: 806–812.
- TÖRÖK P., VIDA E., DEÁK B., LENGYEL S., TÓTHMÉRÉSZ B. 2011a: Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity & Conservation*, doi:10.1007/s10531-011-9992-4.
- TÖRÖK P., KELEMEN A., VALKÓ O., DEÁK B., LUKÁCS B., TÓTHMÉRÉSZ B. 2011b: Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* 48: 257–264.
- VALKÓ O., TÖRÖK P., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2011: Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* 19: 9–15.
- VAN DER PUTTEN W. H., MORTIMER S. R., HEDLUND K., VAN DIJK C., BROWN V. K., LEPS J., RODRIGUEZ-BARRUECO C., ROY J., DIAZ LEN T. A., GORMSEN D., KORTHALS G. W., LAVOREL S., SANTA REGINA I., ŠMILAUER P. 2000: Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site approach. *Oecologia* 124: 91–99.
- VIDA E., TÖRÖK P., DEÁK B., TÓTHMÉRÉSZ B. 2008: Gyepek létesítése mezőgazdasági muvelés alól kivont területeken: a gyepesítés módszereinek áttekintése. *Botanikai Közlemények* 95: 115–125.
- ZAR J. H. 1999: *Biostatistical analysis*. New Jersey, Upper Saddle River: Prentice & Hall.

Függelék A. A lucerna előveteményű, szik magkeverékkel gyepesített területek (LS) 20 legnagyobb borítású fajának átlagos borításértékei a három évben. A gyomokat **félkövér** betűkkel emeltük ki (Grime 1979 és Borhidi 1995 alapján). FCS - funkciós csoportok: R – rövid életű, É – évelő, D – dudvanemű, G – fűnemű

Appendix A. The average cover scores of the 20 most frequent species on the former alfalfa fields sown with alkali seed mixture (LS). Weeds were indicated with **boldface** (based on Grime 1979 and Borhidi 1995). FCS – functional species groups: R – short-lived, É – perennial, D – forb, F – graminoid.

Fajok	FCS	1. év				2. év				3. év			
		LS1	LS2	LS3	LS4	LS1	LS2	LS3	LS4	LS1	LS2	LS3	LS4
<i>Agropyron sp.</i>	ÉF					11.3	10.8		12	52.9	24.5		7.2
<i>Bromus arvensis</i>	RF	3.5	2.4	4.3	16								
<i>Bromus mollis</i>	RF	1.2	2	1.5	12	11.7	1.7						
<i>Bromus tectorum</i>	RF					1.6				6.3			0.1
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	RD	32.9	10.1	2.4	3.3	32.1	5						
<i>Chenopodium album</i>	RD	0.3	0.3	0.4									
<i>Convolvulus arvensis</i>	ÉD			0.2		0.2	0.1	0.1	0.7	0.5	0.3		0.5
<i>Fallopia convolvulus</i>	RD	1.4											
<i>Festuca pratensis</i>	ÉF					0.2		1.3	5.9				5.3
<i>Festuca pseudovina</i>	ÉF	1.1	0.6	10.9	11.1	7.9	40.4	10.5	44.3	16.8	30.3	15.2	47.7
<i>Fumaria officinalis</i>	RD	0.6											
<i>Lamium amplexicaule</i>	RD	1.4	0.2		0.1								
<i>Matricaria chamomilla</i>	RD	0.5	1.4	4.7	0.2								
<i>Matricaria inodora</i>	RD	0.2	12.9	18.2	24.5	11.4	1	0.1					
<i>Poa angustifolia</i>	ÉF	0.8	54	39.3	22	20.2	39.4	86.6	33.9	18	44.7	72.4	31.4
<i>Polygonum aviculare</i>	RD	46	13.4	10.9	3.1								
<i>Stellaria media</i>	RD	1.3	0.9		3.2								
<i>Thlaspi arvense</i>	RD		0.1		0.1								
<i>Veronica hederifolia</i>	RD	0.3											
<i>Vicia hirsuta</i>	RD							0.4	0.1	0.2		7.8	5.1

Függelék A folytatása. A gabona és napraforgó előveteményű, szik magkeverékkel gyepesített területek (GS és NS) 20 legnagyobb borítású fajának átlagos borításértékei a három évben. A gyomokat **félkövér** betűkkel emeltük ki (Grime 1979 és Borhidi 1995 alapján). FCS - funkciós csoportok: R – rövid életű, É – évelő, D – dudvanemű, G – fűnemű

Appendix A continued. The average cover scores of the 20 most frequent species on the former cereal and sunflower fields sown with alkali seed mixture (GS and NS). Weeds were indicated with **boldface** (based on Grime 1979 and Borhidi 1995)

Fajok	FCS	1. év					2. év					3. év				
		GS1	GS2	NS1	NS2	NS3	GS1	GS2	NS1	NS2	NS3	GS1	GS2	NS1	NS2	NS3
<i>Anthemis arvensis</i>	RD				10.4	9.5				14.8	40.1					
<i>Bromus mollis</i>	RF	2	3.2	0.9	0.5	0.4	0.1	31.4	0.8	0.7	4.2					
<i>Bromus tectorum</i>	RF							4.9	0.2	6	0.1		0.1		0.2	0.5
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	RD	1.9		1	20.2	30		7.5	0.4	1.7	2.4					
<i>Chenopodium album</i>	RD		6.5	3.2	0.6	0.1										
<i>Cirsium arvense</i>	ÉD		0.3	3.6	1.7	4.3		2.1	14.1	17.2	10.4		10.6	23.6	47.7	22.8
<i>Convolvulus arvensis</i>	ÉD	1		6.5		0.1	0.9	2.5	4.6	0.1	0.3	1.9	4.9	3	0.6	0.5
<i>Festuca pseudovina</i>	ÉF	11.9	1.3	8.2	2.1	2.8	84.1	15.7	50.5	18.9	20.3	66.3	64.1	58.5	31.3	39.7
<i>Fumaria officinalis</i>	RD		29.4		0.1											
<i>Galium spurium</i>	RD		7.9	0.2	38.9	37.2										
<i>Lamium amplexicaule</i>	RD	1.1			2.3	5.5										
<i>Matricaria chamomilla</i>	RD	27														
<i>Matricaria inodora</i>	RD	3.8	4.9	72.2	0.9	3.5		24.5	5.1	0.9	3.8					
<i>Papaver rhoeas</i>	RD	0.3	18.8			2.8										
<i>Poa angustifolia</i>	ÉF	32.4	1.5	1.9		0.5	12	4.1	4.1	0.1	1.9	9.3	11	12.4	14.2	34.7
<i>Thlaspi arvense</i>	RD	0.2			14.8	0.9										
<i>Trifolium angulatum</i>	RD							1.6	8.1	0.1	0.3					
<i>Veronica hederifolia</i>	RD	0.6	12.3													
<i>Vicia grandiflora</i>	RD									26.8						
<i>Vicia hirsuta</i>	RD						0.9		9.7	10.1	10.5	17.3		1.2	0.4	

Függelék A folytatása. A lucerna előveteményű, lösz magkeverékkel gyepesített területek (LL) 20 legnagyobb borítású fájának átlagos borításértékei a három évben. A gyomokat **félkövér** betűkkel emeltük ki (Grime 1979 és Borhidi 1995 alapján). FCS - funkció csoportok: R – rövid életű, É – évelő, D – dudvanemű, G – fűnemű
Appendix A continued. The average cover scores of the 20 most frequent species on the former alfalfa fields sown with loess seed mixture (LL).
 Weeds were indicated with **boldface** (based on Grime 1979 and Borhidi 1995).

Fajok	FCS	1. év						2. év						3. év					
		LL1	LL2	LL3	LL4	LL5	LL6	LL1	LL2	LL3	LL4	LL5	LL6	LL1	LL2	LL3	LL4	LL5	LL6
Agropyron sp.	ÉF									13.4			2			3.4			6.1
<i>Bromus inermis</i>	ÉF	2.1	1.4	0.5	25.3	2.5	0.7	40.1	27.3	44.2	71	27.3	55.3	15.3	24.9	33.6	46.8	33.1	9.7
<i>Bromus mollis</i>	RF	1.3	0.2	0.3	4	0.5	0.8	0.1	1.1	2	0.1	3.7	2.7						
Capsella bursa-pastoris	RD	11.8	2.9	4	31	19.9	18.8						1.8						
Chenopodium album	RD		1.7	2	0.2	2.6	4.6												
Consolida regalis	RD				0.4	6.3	0.7												
Convolvulus arvensis	ÉD						1.1		0.4	0.1	0.9		16.2		0.1	0.7	1.5		13.5
Fallopia convolvulus	RD		0.7	0.3		15.7	29.8												
<i>Festuca rupicola</i>	ÉF	4.5	0.7	0.9	3.5	3.1	0.6	4.9	8.2	14	4.2	51.5	9.6	47	30.6	14.1	27.3	52.6	60.1
Fumaria officinalis	RD			0.2		9.8	27.9												
Lamium amplexicaule	RD		0.2	0.4	0.1	7.3	4.8												
Matricaria inodora	RD	60.5	78.9	50.5	25.1			0.9	0.4	0.1			0.6						
Papaver rhoeas	RD					9.8													
<i>Poa angustifolia</i>	ÉF	17.4	3.9	0.1	6.5	1.2	0.6	45.8	48.4	24.1	23.6	10.3	2.6	29.2	24.4	39.2	16.2	9.4	1.9
Polygonum aviculare	RD	0.3	0.9	16.8	1.3	8.4	6.6												
<i>Stellaria media</i>	RD	0.5	6.2	22		0.2													
Thlaspi arvense	RD	0.1	0.3	1.3	0.4	4													
<i>Trifolium striatum</i>	RD														7.8		1.1		
Veronica hederifolia	RD		0.3	0.2		4.5	1												
<i>Vicia hirsuta</i>	RD							0.3			0.1		0.2	1.4	3.4	1.2	4.5		1.3

Függelék A folytatása. A gabona és napraforgó előveteményű, lösz magkeverékkel gyepesített területek (GL és NL) 20 legnagyobb borítással rendelkező fajának átlagos borításértékei a három évben.

A gyomokat **félkövér** betűkkel emeltük ki (Grime 1979 és Borhidi 1995 alapján).

FCS - funkció csoportok: R – rövid életű, É – évelő, D – dudvanemű, G – fűnemű

Appendix A continued. The average cover scores of the 20 most frequent species on the former cereal and sunflower fields sown with loess seed mixture (GS and NS). Weeds were indicated with **boldface** (based on Grime 1979 and Borhidi 1995).

<i>Fajok</i>	<i>FCS</i>	<i>1. év</i>		<i>2. év</i>		<i>3. év</i>	
		<i>GL1</i>	<i>NL1</i>	<i>GL1</i>	<i>NL1</i>	<i>GL1</i>	<i>NL1</i>
<i>Bromus arvensis</i>	RF	1.7	13.4				
<i>Bromus inermis</i>	ÉF	8.6	8.1	22.5	16.8	29.8	22.6
<i>Bromus mollis</i>	RF	1.2	0.6	1.8	0.6		
<i>Chenopodium album</i>	RD	1.1	10.3				
<i>Cirsium arvense</i>	ÉD	7.1		1.1		14.8	
<i>Consolida regalis</i>	RD	3.3					
<i>Convolvulus arvensis</i>	ÉD	27.1		15.3	0.2	1	0.1
<i>Fallopia convolvulus</i>	RD	2.3					
<i>Festuca rupicola</i>	ÉF	5.4	15.3	15.3	34.2	49.9	59.6
<i>Fumaria officinalis</i>	RD	6.9	1.4				
<i>Hordeum vulgare</i>	RF	21.5	0.2				
<i>Lamium amplexicaule</i>	RD		0.8				
<i>Lathyrus tuberosus</i>	ÉD			6			
<i>Matricaria inodora</i>	RD	0.5	30.2	0.1	0.2		
<i>Medicago lupulina</i>	RD			18.8			
<i>Papaver rhoeas</i>	RD	0.7					
<i>Poa angustifolia</i>	ÉF	3.4	11.2	1.2	8.3		16
<i>Polygonum aviculare</i>	RD	0.4					
<i>Vicia hirsuta</i>	RD			6.5	36.8		0.7
<i>Vicia villosa</i>	RD			7.8	1.3		

Függelék B. A referencia gyepek leggyakoribb fajainak átlagos borításértékei (legalább egy területen legalább 5% átlagborítással rendelkező fajok szerepelnek a listában). A gyomokat **félkövér** betűkkel emeltük ki (Grime 1979 és Borhidi 1995 alapján). Jelmagyarázat: SR1-3: szikes gyepek, LR1-3: löszgyepek. FCS - funkciós csoportok: R – rövid életű, É – évelő, D – dudvanemű, G – fűnemű.

Appendix B. Mean cover proportions of frequent species detected in reference grasslands (species with a mean cover of 5% in at least one grassland were listed). Weeds were indicated with **boldface** (based on Grime 1979 and Borhidi 1995). Notations: AR1-3: alkali grasslands, LR1-3: loess grasslands. FCS – functional species groups: R – short-lived, É – perennial, D – forb, F – graminoid.

	FCS	SR1	SR2	SR3	LR1	LR2	LR3
<i>Trifolium campestre</i>	RD	5.4	5.0	1.4			
<i>Vicia hirsuta</i>	RD				10.9	2.9	2.5
<i>Achillea collina</i>	ÉD	12.9	3.3	14.5			
<i>Achillea setacea</i>	ÉD		7.5				
<i>Convolvulus arvensis</i>	ÉD				2.1	7.9	3.7
<i>Galium verum</i>	ÉD				0.1	5.4	3.5
<i>Lathyrus tuberosus</i>	ÉD					6.5	2.3
<i>Plantago lanceolata</i>	ÉD	12.0	9.0	3.8			
<i>Salvia nemorosa</i>	ÉD				50.0	36.3	20.5
<i>Bromus inermis</i>	ÉF				32.5	53.8	58.8
<i>Carex praecox</i>	ÉF				7.3	3.5	0.1
<i>Festuca pseudovina</i>	ÉF	50.0	65.5	57.5			
<i>Festuca rupicola</i>	ÉF				3.1	6.3	2.0
<i>Poa angustifolia</i>	ÉF				2.8	3.7	5.8

IS THE GRASSLAND RESTORATION A VITAL SOLUTION FOR WEED CONTROL?
SOME FINDINGS FROM A LARGE SCALE GRASSLAND RESTORATION CASE STUDY
IN THE HORTOBÁGY NATIONAL PARK

T. MIGLÉCZ, K. TÓTH

University of Debrecen, Department of Ecology
H-4010 Debrecen, P.o. box 71., e-mail: tamas.migleczi@gmail.com

Keywords: seed sowing; succession; cropland; weed suppression

Summary: In the last few decades around 10% of area of former croplands was abandoned in Central- and Eastern Europe. Without active weed control a rapid increase of weed cover on these abandoned croplands is often expected, which may cause also weed infestation of native grasslands and managed crop fields. Thus, in several cases cost demanding weed control is necessary to suppress weeds. At the same time the conservation of biodiversity in native grassland fragments became a high conservation priority aim. Weed control by grassland restoration may be the most effective option to fulfil both aims. In this paper we study the role of sowing of two low-diversity seed mixtures and yearly mowing in weed control of former croplands. We found that rapidly forming cover of sown grasses effectively suppressed short-lived weeds and their germination except in the first year. Dense seed bank of short-lived weeds forms a threat of later weed infestation of the sown fields. In the short run perennial weeds cannot be suppressed easily by sowing and yearly mowing. We found that different perennial weed species characterised fields with different site history but sown with the same seed mixture. *Agropyron* species were only detected on former alfalfa fields, while *Cirsium arvense* was found only on former cereal and sunflower fields. Our findings underline the usefulness of grassland restoration in weed control, but a proper post-restoration management should be also planned considering several factors like the composition of a seed mixture and last crop of a receptor field.

ÉGTÁJÍ KITETTSÉGBŐL ADÓDÓ KÜLÖNBSÉGEK ERDŐ-SZEGÉLYEK FAJÖSSZETÉTELÉBEN ÉS SZERKEZETÉBEN

PAPP Mónika

Nyugat-Magyarországi Egyetem, Erdőmérnöki Kar, Növényteni és Természetvédelmi Intézet
9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4., e-mail: pmo@emk.nyme.hu

Kulcsszavak: ökoton zóna, erdőszegély, égtáji kitettség

Összefoglalás: Vizsgálatainkat Budakeszi mellett egy cseres-kocsánytalan tölgyes (*Quercetum petraeae-cer-ris* Soó 1957) erdőállomány, illetve az ezzel szomszédos parlagterületek átmeneti zónájában, négy különböző égtáji kitettségű (ÉK, NY–DNY, D–DNY, DK) erdőszegélyben végeztük. Erdőszegélyenként három-három merőleges transzektet jelöltünk ki, melyeken belül az erdőbelsőben, az erdőszegély egyes részeiben (lágyszárú szegélysáv, cserjés szegélysáv, erdőköpeny), illetve a szomszédos nyílt területen lévő mintanégyszetekben BRAUN–BLANQUET módszer segítségével határoztuk meg az egyes fajok borítás-gyakoriság (A–D) értékét. Az erdőszegélyek fajösszetételének és szerkezetének az erdőállománytól, illetve a parlagterületektől való eltéréseit az égtáji kitettség függvényében vizsgáltuk. A négy különböző kitettségű szegély esetében jelentős különbségeket találtunk mind a fajösszetételben, mind a szerkezeti jellemzőkben.

Bevezetés

Az erdőállomány és a szomszédos nyílt terület határán lévő átmeneti (ökoton) zónában kialakuló erdőszegélyek erdővédelmi, illetve természetvédelmi szempontból egyaránt jelentős szerepet töltenek be (BARTHA 2000). Az erdőállomány mikroklímáját az erdőszegély szerkezeti felépítése, illetve fajösszetétele egyaránt meghatározza (WILMERS 1971, DIERSCHKE 1977). Az erdőszegélyek vizsgálata a természetközeli erdőgazdálkodási szemlélet terjedésével napjainkban egyre inkább előtérbe kerül. A közép-európai erdőszegélyek kutatásával az elmúlt évtizedekben számos szerző foglalkozott. Elsőként TUXEN (1952) különböztette meg egymástól az erdőszegélyt alkotó lágyszárú szegélyt, illetve az erdőköpenyt. Az erdőszegély részei megjelenésük, illetve szerkezetük alapján jól elkülöníthetők egymástól (MÜLLER 1962). Ennek megfelelően a szerzők (REIF 1988, BORHIDI 2003, WEBER 2003) véleménye megegyezik abban, hogy az erdőszegély florisztikai jellemzői, megjelenése, illetve szerkezete alapján lágyszárú szegélyre, cserjés szegélyre, illetve erdőköpenyre tagolható. PASSARGE és HOFMANN (1968), illetve OBERDORFER (1983) az egyes szegélytársulásokat különböző fajcsoportokkal jellemezte, melyek csak meghatározott termőhelyi körülmények között fordulnak elő. JAKUCS (1972) szerint a fajösszetétel alapján az erdőszegély a szomszédos erdőtársulás részének tekinthető. BARTHA (2000) az erdőszegélyeket fiziognómia és struktúra alapján határozta meg. Horizontális szerkezet szempontjából egyenes vonalú, illetve szabálytalan vonalú erdőszegélyeket, vertikális szerkezet szempontjából fokozatosan emelkedő lépcsőzetes falú, illetve hirtelen emelkedő függőleges falú szegélyeket különböztet meg.

DIERSCHKE (1974) szerint az erdőszegély fajösszetételének kialakulásában elsősorban a termőhelyi adottságok (kitettség, talajtulajdonságok) meghatározóak. Ökológiai igény alapján elkülönítette egymástól a délies, fényben gazdag fekvésekben kialakuló kevésbé víz- és tápanyagigényes, évelő fajok alkotta fajgazdagabb lágyszárú szegélyeket az árnyas, üde, tápanyagban gazdag talajokon megtelepedő magaskórós fajok alkotta lágy-

száru szegélyektől. Véleménye szerint az erdőszegélyek vertikális szerkezetét a fényért folytatott versenyben kialakuló színteztettség határozza meg, ezzel szemben horizontális szerkezetük a víz, illetve a tápanyagok talajbeli eloszlása szerint alakul. REIF és SILKE (1988), valamint WEBER (2003) szerint az ökológiai adottságok döntően meghatározzák a szegélytársulások fajösszetételét, illetve struktúráját, ennek megfelelően bázikus, illetve savanyú talajon kialakuló növényegyütteseket különítettek el. ELLENBERG (1982) szerint a legfajgazdagabb lágyszáru szegélyek melegkedvelő tölgyesek szomszédságában alakulnak ki, de az ökológiai adottságok mellett a szomszédos terület kezelési módjának kiemelkedő szerepe van a szegélytársulások fajösszetételének és szerkezetének kialakulásában. CARNI (1992, 1993, 1995) szerint egy adott területen hasonló ökológiai adottságok között kialakuló erdőszegélyek fajösszetétele is hasonló, ugyanakkor az egyes fajok dominanciaviszonyai eltérőek lehetnek. A fajösszetétel mindig egy gradiens mentén változó mikroökológiai adottságoknak megfelelően alakul. RICHERT és REIF (1992) szerint az erdőszegély felépítését, szerkezetét, valamint növényösszetételét az adott erdőtársulás mellett a szegély égtáji kitettsége nagymértékben befolyásolja.

Kutatásainkat egy cseres-kocsánytalan tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris* Soó 1957) erdőállományban végeztük, ahol lehetőségünk volt négy, egymástól különböző égtáji kitettségben található erdőszegélyt kijelölni. Vizsgálataink során azt kívántuk tisztázni, hogy az erdőszegélyekben található fa-, cserje-, illetve lágyszáru fajok az egyes égtáji kitettségekben milyen gyakorisággal fordulnak elő és az egyes fajok az átmeneti zónában milyen irányban, illetve milyen mértékben terjednek.

Anyag és módszer

Cönológiai felvételeinket 2007 júniusában készítettük Budakesztől nyugatra, a pátyi országút közelében fekvő cseres-kocsánytalan tölgyes (*Quercetum petraeae-cerris* Soó 1957) 81 D–E jelű erdőrészleteiben. A terület kiválasztásánál fontos szempont volt, hogy az erdőtömb megfelelő nagyságú és nyílt területtel határos legyen, lehetőleg sík területen helyezkedjen el, illetve a szegélyek a mikroklima szempontjából legmeghatározóbb égtáji kitettségeknek feleljenek meg.

A kiválasztott terület nagysága 13,2 ha. Vizsgálatainkat négy különböző égtáji kitettségben (ÉK, NY–DNY, D–DNY, DK) végeztük. Az ÉK-i és NY–DNY-i kitettségű erdőszegélyek az erdőtömb északi (81 E), a D–DNY-i és DK-i erdőszegély a déli végén (81 D) helyezkedtek el. A két erdőrészlet között életkor szempontjából nem volt jelentős különbség. A fafajösszetételt tekintve az északi erdőrészletben jelentős volt a kocsánytalan tölgy elegyaránya (59%), ezzel szemben a déli erdőrészletben a csertölgy uralkodott (100%). A két-két szegély mindkét esetben az erdőtömb szélén sarokhelyzetben, egymás közelében helyezkedett el.

A kijelölt erdőszegélyek hossza egyenként 100–150 m volt. Az egyes szegélyekre merőlegesen három-három, 10 m széles és 80–100 m hosszúságú transzektet tűztünk ki. Az egyes transzektéken belül az erdőbelsőben, az erdőszegély egyes részeiben (lágyszáru szegélysáv, cserjés szegélysáv, erdőköpeny), valamint a szomszédos nyílt területen jelöltünk ki mintanegyzeteket. Ezek nagysága az erdőbelsőben és az erdőköpenyben 10×10 m (100 m²), a nyílt területen 2×2 m (4 m²) volt. A lágyszáru és cserjés szegélysáv változatos szerkezetének megfelelően 10×1 m-es kvadrátokat vettünk fel. A mintanegyzetekben

BRAUN–BLANQUET (1964) módszer segítségével határoztuk meg az egyes fajok borításgyakoriság (A–D) értékét, valamint a szegélyek fiziognómiai jellemzőit is rögzítettük. Az ÉK-i, D–DNY-i és DK-i kitettségű erdőszegélyek szomszédságában parlagterület volt, a NY–DNY-i kitettségű erdőszegély melletti felhagyott szántón erdőt telepítettek, melyet egy földút választott el a szegélytől. A fiatal telepítés csertölgyből, hegyi juharból és magas kőrisből állt, a csemeték magassága elérte a 0,5 m-t.

Eredmények

Vizsgálataink során az egyes transzsektek mentén a nyílt terület felől az erdőbelső felé haladva vizsgáltuk a fa-, cserje- illetve lágyszárú fajok előfordulását. Megfigyeléseinket a következőkben mutatjuk be. A transzsektekben 10%-nál nagyobb borítással előforduló fajokat az 1. táblázatban soroltuk fel, a fajneveket Simon (1992) munkája nyomán közöljük.

Az erdőszegélyek fajösszetételének vizsgálata

Florisztikai jellemzők

Lágyszárú szegélysáv

Az eltérő égtáji kitettségű erdőszegélyekben a lágyszárú szegélysáv fajösszetételében jelentős különbségeket találtunk. A csomós ebír (*Dactylis glomerata*) borítása az ÉK-i kitettségben 20–30% volt, máshol csupán szólanaként jelent meg. A réti perje (*Poa pratensis*) borítása a DK-i és D–DNY-i kitettségekben elérte a 60%-ot, az ÉK-i kitettségéből viszont hiányzott. A lágyszárú fajok közül a közönséges tarackbúza (*Agropyron repens*) valamennyi kitettségben jelentős borítást ért el. Az ÉK-i kitettségben a lágyszárú szegélysáv domináns faja volt, borítása elérte a 50–60%-ot.

A lágyszárú szegélysávban számos fafaj – mezei juhar (*Acer campestre*), kocsánytalan tölgy (*Quercus petraea*), csertölgy (*Quercus cerris*), vadrkörte (*Pyrus pyraeaster*), magas kőris (*Fraxinus excelsior*) –, illetve cserjefaj – kökény (*Prunus spinosa*), fagyal (*Ligustrum vulgare*), gyeperőzsa (*Rosa canina*) – magoncái is megjelentek. A lágyszárú szegélysáv szélessége valamennyi kitettségben 1 m körül alakult.

Cserjés szegélysáv

A döntően cserjefajokból álló cserjés szegélysáv fajösszetételében is jól megfigyelhető volt az égtáji kitettség hatása. A cserjefajok közül az erdőtömb felső részén, ÉK-i, illetve NY–DNY-i kitettségben a *Ligustrum vulgare* volt a domináns faj. Ezzel szemben az erdőtömb alsó részén, D–DNY-i kitettségben a *Prunus spinosa*, illetve a *Rosa canina* volt uralkodó. A DK-i kitettségben a *Prunus spinosa* dominált, a *Rosa canina* és az egybibés galagonya (*Crataegus monogyna*) borítása jóval alacsonyabb volt. A csikos kecskerágó (*Euonymus europaea*) valamennyi kitettségben, míg a bibircses kecskerágó (*Euonymus verrucosa*) kizárólag az ÉK-i kitettségű erdőszegély egyik transzjektjében fordult elő. A fafajok borítása alacsonyabb volt, az északias kitettségekben az *Acer campestre* és a *Quercus cerris* jelent meg, ezzel szemben a délies kitettségekben a virágos kőris (*Fraxinus ornus*), a *Fraxinus excelsior* és a *Pyrus pyraeaster* fordult elő. A *Quercus petraea*,

<i>Fraxinus ornus</i> L. – virágos kőris																		+	
<i>Quercus cerris</i> L. – csertölgy			+	+	+		+	+	+			+	+	+			+	+	+
<i>Quercus petraea</i> (Matt.) Liebl. S. str. – kocsánytalan tölgy				+	+			+	+										
Fafajok száma	3	4	7	7	7	1	2	6	6	0	1	5	5	5	1	1	6	4	4
Összfajszám	19	25	35	23	22	26	32	17	13	24	24	28	17	22	8	22	34	13	12

a barkócaberkenye (*Sorbus torminalis*) és a vadcserecsznye (*Cerasus avium*) kizárólag az ÉK-i kitettségben volt jellemző.

A lágyszárú fajok előfordulása szintén az égtáji kitettségtől függően alakult. A lágyszárú szegélysávhoz hasonlóan a fajok közül egyedül az *Agropyron repens* fordult elő valamennyi kitettségben, a cserjés szegélysáv nyílt terület felőli részén. Borítását tekintve mindenütt uralkodó volt, az ÉK-i kitettségben elérte a 70%-ot. A *Poa pratensis* a DK-i kitettségű erdőszegély kivételével mindenhol jelentős borítást ért el. Az egyvirágú gyöngyperje (*Melica uniflora*) NY–DNY-i, illetve DK-i kitettségben fordult elő jelentős borítással. Az egyes lágyszárú fajok előfordulási helye a cserjés szegélysávon belül viszont kitettségtől függetlenül hasonlóképpen alakult valamennyi erdőszegélyben. Jól megfigyelhető volt, hogy a fajok többsége – *Agropyron repens*, *Poa pratensis*, *Dactylis glomerata*, erdei szálkaperje (*Brachypodium sylvaticum*), franciaperje (*Arrhenatherum elatius*), erdei szamóca (*Fragaria vesca*) – kizárólag a nyílt terület felőli oldalon fordult elő nagyobb borítással. A cserjés szegélysáv középső részén találtuk a legkisebb a fajszámot, illetve a legalacsonyabb borítást. Az erdőköpeny irányában ismét növekedett a fajszám, illetve az egyes fajok borítása is. Az itt előforduló fajok – *Melica uniflora*, erdei gyöngyköles (*Lithospermum purpureo-coeruleum*), foltos árvacsalan (*Lamium maculatum*) – többségét az erdőköpenyben, illetve az erdőbelsőben is megtaláltuk.

A cserjés szegélysáv szélessége kitettségtől függően eltérően, az északias kitettségekben 5–7 m, a délies kitettségekben 3–13 m között alakult.

Erdőköpeny

Az erdőköpenyben a fa- és cserjefajok egyaránt megjelentek, a cserjék borítása azonban lényegesen alacsonyabb volt a sűrű lombkoronaszint miatt. A lombkoronaszintet a *Quercus cerris* és a *Quercus petraea* alkotta valamennyi kitettségben. A cserjeszintben a fajok közül az északi részen az *Acer campestre*, a déli részen a *Fraxinus excelsior* borítása volt jelentős. A cserjefajok közül a *Ligustrum vulgare*, a *Prunus spinosa*, a *Crataegus monogyna* és az *Eouonymus europaea* példányaikat valamennyi kitettségben megtaláltuk. Ezzel szemben a *Cornus sanguinea*, az *Eouonymus verrucosa* és a *Berberis vulgaris* kizárólag az ÉK-i kitettségben jelent meg.

Az erdőköpeny gyepszintje kitettségtől függetlenül fajszegény volt, összborítása alacsony értékeket mutatott (5–25%). A lágyszárú fajok közül a *Melica uniflora* valamennyi kitettségben megjelent, változó borítással (1–20%). A gyöngyvirág (*Convallaria majalis*), a soktérű salamonpecsét (*Polygonatum odoratum*) és a bürök (*Conium maculatum*) viszont kizárólag az ÉK-i kitettségben fordult elő. Az erdőköpeny szélességét valamennyi kitettségben 10 m-ben határoztuk meg.

Az erdőállomány florisztikai jellemzői

Az erdőtömb északi részén, az ÉK-i és NY–DNY-i kitettségben a felső lombkoronaszintet a *Quercus cerris* és a *Quercus petraea*, az alsó lombkoronaszintet a *Fraxinus ornus* és az *Acer campestre* alkotta. A déli részen a felső lombkoronaszintben a *Quercus cerris*, az alsó lombkoronaszintben a *Fraxinus excelsior* dominált. Az erdőbelsőben előfordult a *Cerasus avium*, *Sorbus torminalis*, *Pyrus pyraeaster* is. A cserjeszintben a *Ligustrum vulgare* volt az uralkodó faj, további alkotói a *Prunus spinosa*, a *Crataegus monogyna*, a *Cornus mas*, a *Rosa canina*, *Eouonymus europaea* voltak. A gyepszintben az északi részen

a *Melica uniflora* mellett a *Convallaria majalis*, *Poa pratensis* és a *Polygonatum odoratum*, a déli részen a *Lamium maculatum* és az illatos ibolya (*Viola odorata*) fordult elő.

A szomszédos parlagterületek florisztikai jellemzői

A vizsgált erdőszegélyeket egy kivételével parlagterület határolta. Valamennyi parlagterületen a lágyszárú fajok uralkodtak. Volt néhány lágyszárú faj, mely kizárólag a parlagon fordult elő, de a fajok többsége a lágyszárú szegélysávban, illetve a cserjés szegélysáv nyílt terület felőli oldalán is megjelent. A parlagokon az erdőállományra jellemző fa- és cserjefajok fiatal példányaikat szintén megtaláltuk, az erdő árnyékoló hatásának csökkenésével az erdőszegélytől távolodva fokozatosan növekedett a fás fajok száma. A fafajok közül valamennyi parlagterületen megjelentek a *Quercus cerris* magoncai, illetve a cserjefajok közül a *Crataegus monogyna* és a *Rosa canina* fiatal példányai.

Az erdőszegélyek megjelenésének és szerkezetének jellemzői

A vizsgált erdőszegélyek fiziognómiai, illetve strukturális jellemzői a fajösszetételhez hasonlóan eltérőek, vertikális szerkezetük az égtáji kitettségétől függően alakult. Az árnyékos ÉK-i kitettségű erdőszegélyt a hirtelen emelkedő, függőleges falú típusba (1. kép) soroltuk. Az árnyéktűrő cserjefajok itt laza cserjést alkottak, melyre felülről ráhajlottak az erdőköpeny fáinak ágai. Ezzel szemben a fényben gazdagabb kitettségekben sűrű cserjés szegélysáv alakult ki, mely fokozatosan terjeszkedett a nyílt terület irányába. Ennek megfelelően a DK-i, D–DNY-i, NY–DNY-i kitettségű erdőszegélyeket a fokozatosan emelkedő, lépcsőzetes típusba (2. kép) soroltuk. Az erdőszegélyek horizontális szerkezetét az égtáji kitettség mellett a szomszédos terület jellege, illetve kezelésmódja is nagymértékben befolyásolta. A parlagterülettel közvetlenül határos erdőszegélyek esetében jól megfigyelhettük a szabálytalan vonalvezetést, míg a művelőúttal határos NY–DNY-i kitettségű erdőszegély egyenes vonalvezetésű volt.



1. kép Hirtelen emelkedő, függőleges falú erdőszegély ÉK-i kitettségben
1. Bild Steil steigender, senkrechter nordöstlich ausgerichteter Waldrand

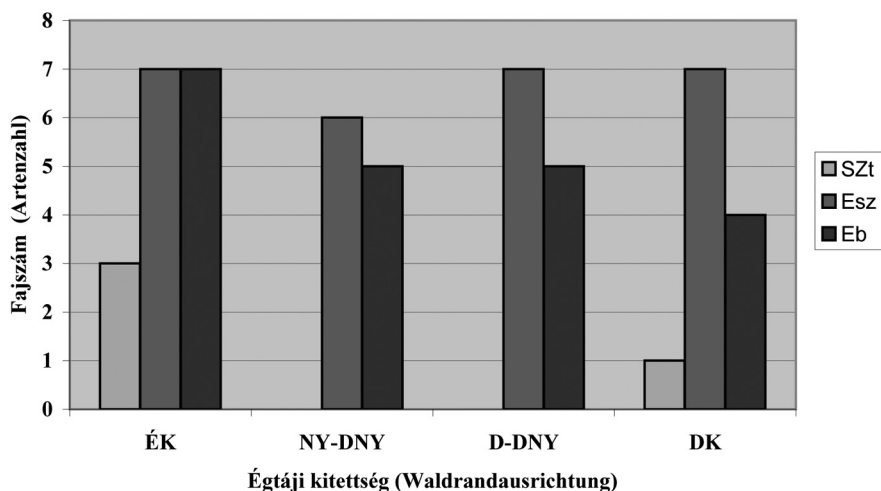


2. kép Fokozatosan emelkedő, lépcsőzetes falú erdőszegély DK-i kitettségben
2. Bild Gradweise steigender, stufig aufgebauter südöstlich ausgerichteter Waldrand

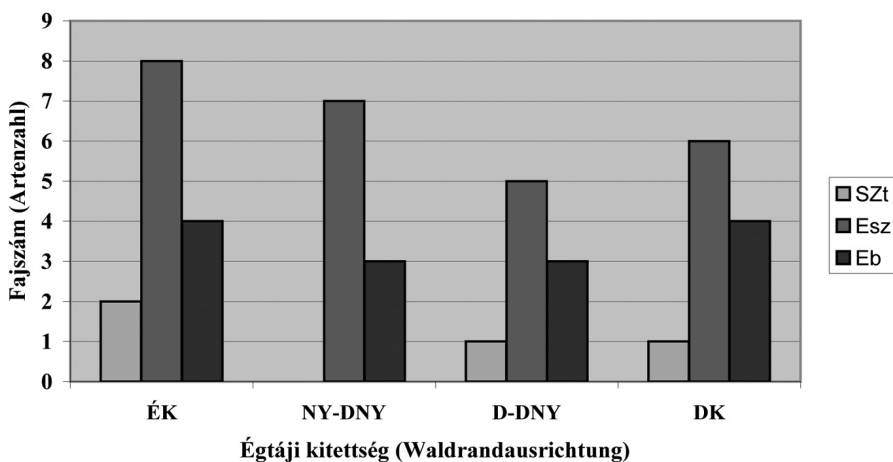
Összefoglalás

Eredményeink a szakirodalmi adatokkal (ELLENBERG 1982; BARTHA 2000) megegyezően azt mutatják, hogy az erdőszegély fajokban gazdagabb, mint az erdőbelső, illetve a szomszédos nyílt terület.

Az 1.–3. ábrán a különböző kitettségekben előforduló fa-, cserje-, illetve lágyszárú fajok gyakoriságát mutatjuk be. Ennek alapján megállapítható, hogy az erdőszegélyekre kitettségől függetlenül magasabb fajszám jellemző. DIERSCHKE (1974) és ELLENBERG (1982) megállapításával ellentétben azonban a délies kitettségű szegélyeket nem találtuk fajgazdagabbnak.

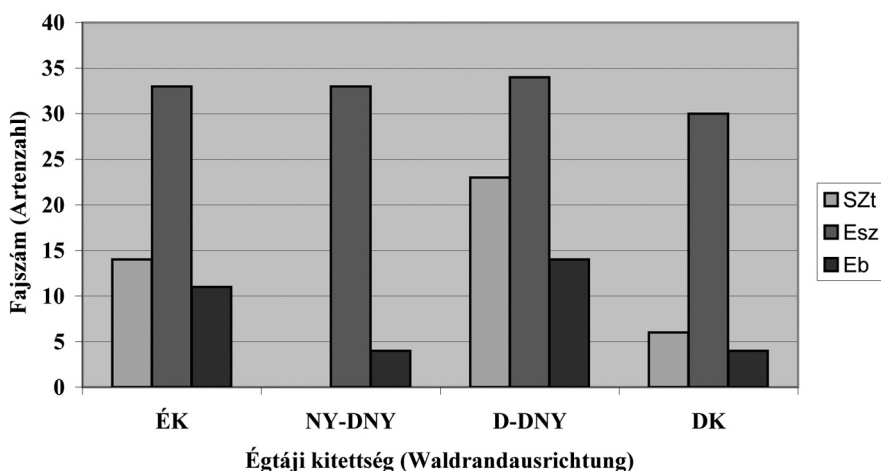


1. ábra Fafajok gyakorisága az erdőszegély égtáji kitettségétől függően
 1. Abbildung Zahl der Baumarten in der verschiedenen Waldrandausrichtungen



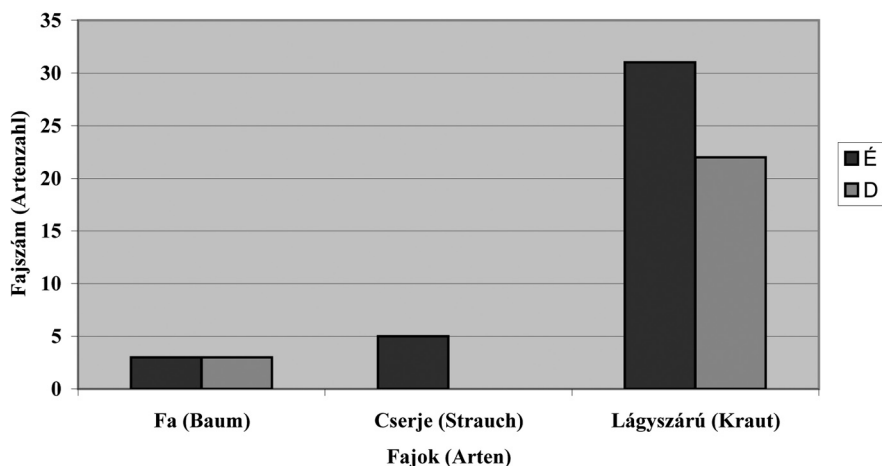
2. ábra Cserjefajok gyakorisága az erdőszegély égtáji kitettségétől függően
 2. Abbildung Zahl der Straucharten in der verschiedenen Waldrandausrichtungen

Míg az erdőszegélyekre jellemző fajszám az égtáji kitettségtől függetlenül alakult, addig a fajösszetételben jelentős különbségeket találtunk. Az 4. ábrán jól látható, hogy a szegélyekben felvett fajok 33%-a kizárólag az északias, míg 22%-a a délies kitettségekben fordul csak elő. A lágyszárú fajok határozottabban elkülönülnek égtáji kitettség szerint, mint a fa- és cserjefajok. A 91 összesen felvett lágyszárú fajból 31 faj fordult elő az északias, 22 faj a délies kitettségű szegélyekben.



3. ábra Lágyszárú fajok gyakorisága az erdőszegély égtáji kitettségétől függően

3. Abbildung Zahl der Krautarten in der verschiedenen Waldrandausrichtungen



4. ábra A fajszám alakulása az égtáji kitettség szerint

4. Abbildung Unterschiede im Artenzahl in verschiedenen Waldrandausrichtungen

Összefoglalóan megállapíthatjuk, hogy a hűvösebb, árnyékosabb ÉK-i kitettségben árnyéktűrő cserje- (*Crataegus laevigata*) és fafajok (*Cerasus avium*, *Acer campestre*, *Sorbus torminalis*) jelentek meg. A melegebb, naposabb DK-i, illetve D-DNY-i kitettségben elsősorban melegigényes cserje- (*Prunus spinosa*, *Cornus mas*, *Rosa canina*, *Crataegus monogyna*) és fafajok (*Fraxinus ornus*) fordultak elő. A cserjefajok közül az árnyalást tűrő *Ligustrum vulgare* valamennyi kitettségben megjelent, de a legmelegebb, DK-i kitettségű erdőszegélyben az erőteljesen terjeszkedő *Prunus spinosa* elnyomta. A *Berberis vulgaris*, a *Cornus sanguinea* és az *Euonymus verrucosa* kizárólag az ÉK-i kitettségben fordult elő. A vizsgált erdőszegélyekben megjelenő adventív fajok csupán kis számban és csekély borítással voltak jelen. A D-DNY-i kitettségben az akác (*Robinia pseudo-acacia*)

és az amerikai kőris (*Fraxinus pennsylvanica*) fordult elő. A NY-DNY-i kitettségben antropogén hatásra megjelent a fekete bodza (*Sambucus nigra*).

A szegélyek lágyszárú fajai esetében jól megfigyelhető volt, hogy többségük a nyílt terület felől az erdő irányában terjedt. Ezek a fajok (*Agrimonia eupatoria*, *Achillea millefolium*, *Dactylis glomerata*, *Galium verum*, *Clinopodium vulgare*, *Poa pratensis*, *Vicia cracca*, *Stenactis annua*) a parlagon, a lágyszárú szegélysávban, illetve a cserjés szegélysávban egyaránt előfordultak. Néhány faj (*Melica uniflora*, *Calystegia sepium*, *Poa nemoralis*, *Viola odorata*) az erdőbelsőből a nyílt terület irányába terjedt, ezeket megtaláltuk az erdőbelsőben, az erdőköpenyben, valamint a cserjés szegélysáv erdőköpeny felőli részén is. Ugyanakkor bizonyos fajok (*Fragaria vesca*, *Agropyron repens*, *Lamium purpureum*) kizárólag az erdőszegélyben, elsősorban a lágyszárú és cserjés szegélysávban fordultak elő. Az ÉK-i kitettség kivételével valamennyi szegély lágyszárú szegélysávjában megjelent az adventív ürömlevelű parlagfű (*Ambrosia artemisiifolia*), mely a DK-i kitettségben érte el a legnagyobb borítást.

A vizsgált erdőszegélyek szerkezeti jellemzőit tekintve elmondható, hogy a szakirodalom által (BARTHA 2000; BORHIDI 2003) említett szerkezeti elemek, illetve a kitettségtől függő fiziognómiai jellemzők jól meghatározhatók voltak. Az erdőállomány viszonylag kis terjedelme ellenére kitettségtől függően jól látható különbségeket találtunk az egyes erdőszegélyek növényösszetételében, illetve szerkezetében. DIERSCHKE (1974), ELLENBERG (1982), illetve WEBER (2003) megállapításának megfelelően ez az eltérő fény- és nedvesséviszonyokra vezethető vissza.

Köszönetnyilvánítás

Köszönetemet fejezem ki témavezetőmnek, dr. Bartha Dénes egyetemi tanárnak, valamint dr. Berki Imre egyetemi docensnek a vizsgálatokhoz nyújtott szíves segítségükért, valamint hasznos tanácsaikért.

Irodalom

- BARTHA D. 2000: Az erdőszegély. In: FRANK T. (szerk.): Természet-Erdő-Gazdálkodás. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Pro Silva Hungaria Egyesület, Eger.
- BORHIDI A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- CARNI A. 1992: La végétation des lisières forestières dans la région de Prekmurje. Documents phytosociologiques. Vol. XIV. Camerino. 241–272.
- CARNI A. 1993: Les associations des ourlets nitrophiles dans le sud-est de la Slovénie comme indicateurs des habitats. Colloques phytosociologiques. XXII. Syntaxonomie typologique des habitats. Bailleul. 467–497.
- CARNI A. 1995: Mesophilus and Nitrophilus Mantel Vegetation in the Predinarc Region in Slovenia. Znanst. Rev. 7: 9–23.
- DIERSCHKE H. 1974: Saumgesellschaften im Vegetations- und Standortsgefälle an Waldrändern. Scripta Geobot. 6: 1–246.
- DIERSCHKE H. 1977: Vegetation und Klima. J. Cramer, Vaduz.
- ELLENBERG H. 1982: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht. Ulmer V., Stuttgart.
- JAKUCS P. 1972: Dynamische Verbindung zwischen Wälder und Rasen. Akademische Verlag, Budapest.
- MÜLLER TH. 1962: Die Saumgesellschaften der Klasse Trifolio-Geranietae sanguinei. Mitt. Flor.-soziol. Arbeitsgem. N. F. 9: 95–129.
- OBENDORFER E. 1983: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III. Fischer V., Stuttgart.
- PASSARGE H., HOFMANN G. 1968: Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes II. Fischer V., Jena.
- REIF A., SILKE G. 1988: Vegetationskundliche und standörtliche Untersuchungen nordostbayerischer Waldmantele. Berliner ANL 12: 71–103.

- RICHERT E., REIF A. 1992: Vegetation, Standorte und Pflege der Waldmäntel und Waldaußensäume im südwestlichen Mittelfranken, sowie Konzepte zur Neuanlage. Berliner ANL 16: 123–160.
- TÜXEN R. 1952: Hecken und Gebüsch. In: PASSARGE H.: Über Saumgesellschaften im nordostdeutschen Flachland. Feddes Rep. 74(3): 145–158.
- WEBER H. E. 2003: Gebüsch, Hecken, Krautsäume. Ulmer V., Stuttgart.
- WILMERS F., 1971: Ökologische Untersuchungen an Bestandesrändern des Frischen Buchenmischwaldes (*Quercus-Carpinetum asperuletosum*) bei Hannover. Landschaft + Stadt, 1: 25–45.

VERGLEICHENDE UNTERSUCHUNGEN VON WALDRÄNDEN MIT VERSCHIEDENEN AUSRICHTUNGEN AM BEISPIEL EINES STEINEICHE-TRAUBENEICHE GEMISCHWALDES

M. PAPP

Westungarische Universität, Institut für Botanik und Naturschutz
H-9400 Sopron, Bajcsy-Zs. u. 4., e-mail: pmo@emk.nyme.hu

Schlüsselwörter: Übergangsbereich, Ökoton Zone, Waldrand, Waldrandausrichtung

Wir haben die Untersuchungen im Übergangsbereich zwischen eines Steineiche-Traubeneiche Gemischwaldes (*Quercetum petraeae-cerris* Soó 1957) und das angrenzende Offenland (Ödland) durchgeführt. Vier Waldränder von verschiedenen Ausrichtung (NO, W-SW, S-SW, SO) wurden gewählt und je Waldrand wurden drei Transekte bestimmt. Wir haben im Wald, in der einzelnen Strukturelemente des Übergangsbereiches (Baummantel, Strauchmantel, Saum) und im Ödland die Artdeckungen und die Deckungsprozente der einzelnen Vegetationsschichten nach BRAUN-BLANQUET Skala geschätzt. Daneben haben wir auch die strukturellen Merkmale der Waldränder notiert. Bei der vorkommenden Baum-, Strauch- und Krautarten wurde vor allem untersucht, wie häufig sie in der einzelnen Waldränder zu finden sind und sich in welche Richtung im Übergangsbereich ausbreiten. Im Abhängigkeit von der Waldrandausrichtung haben wir deutliche Unterschiede in der Artenzusammensetzung und Struktur der einzelnen Waldränder gefunden. Unsere Untersuchungen haben gezeigt, das Vorkommen der Pflanzenarten hängt fest mit ihrer ökologischen Standortansprüche zusammen. An warmen und sonnigen Waldränder (S-SW, SO) kommen thermophile Baum- und Straucharten vor, in der kühleren und feuchtere nordöstliche Lage sind schattentoleranten Arten zu finden. Es wurde festgestellt, die Mehrheit der Krautarten breitet sich vom Ödland in Richtung des Waldes aus, sie kommen im Saum und auch im Strauchmantel vor. Einige Waldarten sind auch im Baummantel und im Strauchmantel zu finden. Solange die horizontale Struktur der Waldrand grundsetzlich von der Nutzungsart der angrenzenden Fläche bestimmt wird, die vertikale Struktur bildet sich nach der Waldrandausrichtung. Bei der nordöstlich ausgerichtete Waldrand ist die Außenseite des Baumbestandes tiefbeastet und deckt der lockere Strauchmantel ab. Dagegen kommen in der licht- und wärmebegünstigten südausgerichteten Lagen dichte, reichgegliederte, stufig aufgebaute Waldränder vor.

ÁRVÍZVÉDELMI FÖLDGÁTAK LEGELTETÉSES ÉS KASZÁLÁSOS HASZNOSÍTÁSÁNAK ÉRTÉKELÉSE

SALLAI András, HARCSA Marietta, SZEMÁN László, PERCZE Attila

Szent István Egyetem, Növénytermesztési Intézet,
2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: sallai.andras@mkk.szie.hu

Kulcsszavak: árvízvédelmi földgát, juhlegeltetés, kaszálás, talajvédelem

Összefoglalás: A gyepesített árvízvédelmi földgátak nemcsak a talajvédelemben, hanem a kérődzők téli szálas takarmány ellátásában is fontos szerepet játszottak. Azonban a legeltetést a Vízügyi irányelvekben lefektetett töltéskezelési szabályzat megtiltotta, árvízvédelmi szempontokra hivatkozva. Ezt vitatva munkánkban tiszai árvízvédelmi töltésen folytattunk juhlegeltetést, vizsgálva ennek negatív és pozitív hatásait a földgát szerkezetére és gyepborításának botanikai összetételére. Összehasonlítottuk a földgátak mentett- és vízdalán az állatteltartó képességet. Eredményként megállapítottuk, hogy ha a legeltetés szakszerűen történik sem a földgát szerkezetén, sem a gyep összetételében nem okoz visszafordíthatatlan károsodást.

Bevezetés

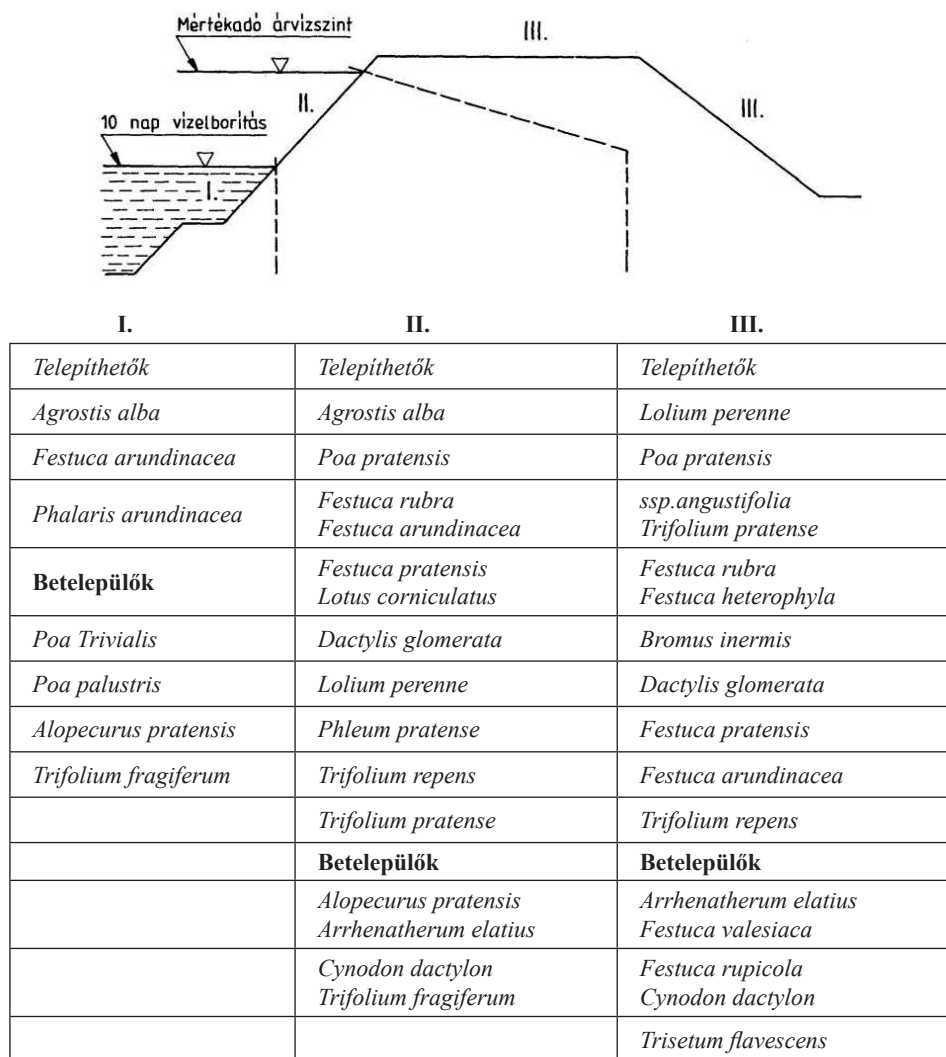
A magyarság főleg állattenyésztéssel foglalkozó, de a folyók melletti téli szállásaik körzetében földet is művelő népként érkezett a Kárpát-medencébe. Az árterek az ő életükben is fontos szerepet töltek be. Az alföldi pusztákon évente kétszer volt szükség a nyájak kiegészítő legeltetésére. Az egyik ilyen időszak a nyár második fele volt, amikor a gyakori aszályok miatt a löszös-homokos puszták növényzete általában kiszáradt. Ilyenkor a tavaszi árvizektől már megszabadult árterek rétjei mentették át az állatállományt az aszályos időszakokon. A másik veszélyes időjárási helyzetet a vastag téli hótakaró jelenléte okozta. Ilyenkor ismét az árterek láprétjei nyújtottak menedéket az állatállomány számára. Ez a periódusos „legelőváltó” gyakorlat egészen a 19. századi ármentesítésekig általános kényszer volt az Alföldön (SOMOGYI 2003).

A folyószabályozások után az árterek területe nagymértékben lecsökkent (SZLÁVIK 1999). Ezek legeltetésben betöltött szerepét a gyepesített árvízvédelmi földgátak vették át.

A vízgazdálkodási létesítmények gyepesítésének már a 19. században nagy szerepe volt. A gyeptakaró létesítésének elsődleges feladata a töltés felszínének megkötése, a töltés védelme (PÉCH 1892). Emellett fontos szerepet játszott az állatok szénaellátásában is. A 2002-ben megjelent MAGYAR SZABVÁNY szerint a gyepliborításnak másodlagos rendeltetése a hasznosítható fitomassza termelése, a karbantarthatóság és az esztétika. A telepítésre javasolt növényösszetétel akkor rendelkezik megfelelő védőhatással, ha a gyepet rövid szálú, dús fejlődésű, jól tarackosodó, zárt borítású, tartósan évelő fajok alkotják. A magkeverékek összeállításánál több szempontot is figyelembe kell venni (1. ábra). Fontos a gypalkotók aránya. A legmegfelelőbb, ha az aljfüvek 55–65%-át, a szálfüvek 25–35%-át, a pillangósok pedig 15–20%-át adják a magkeveréknek (SZEMÁN és KÁDÁR 1997). Egy másik szempont a tarackos és a bokros fűfajok aránya. GYULAI a tarackosok arányát 70–80%-ban, a bokrosodóknál 20–30%-ban adja meg, mert a tarackosok a töltés, illetve rézsű szilárdságát fokozzák, a bokrosodók pedig a tartósságot, az élettartamot és a kellően zárt gypállományt biztosítják (BARCSÁK és PRIEGEL 1971).

Az árvízvédelmi töltések ápolása döntő fontosságú. A töltések gyepjét legeltetéssel

és kaszálással is hasznosíthatjuk. A legeltetés befolyásolja a gyep faji összetételét, de hatása van a legelő állat trágyájának is (SZEMÁN et al. 2008). A töltések legeltetésekor figyelembe kell venni a szerkezetre, illetve a növényállományra gyakorolt hatásokat is. A legelési szokásokat tekintve elmondható, hogy míg egyes állatfajok tépik a fűvet (pl.: szarvasmarha), mások harapják (pl.: ló) (TÓTHNÉ MAROS 2004). A tépés során sérülések keletkeznek a gyeptüszőben, amely utat ad a különböző gyomok megtelepedésének. Árvízvédelmi földgátak esetében pedig igen jelentős sérülékenységet jelenthet egy-egy gyeptüsző-sérülés. Ezekon árvíz esetén buzgárok keletkezhetnek, ami akár a töltés átszakadásához is vezethet.



1. ábra Az árvízvédelmi töltés felépítésének vázrajza és a telepíthető keverékek összetétele

Figure 1. Construction of dam and lists of sowable plant species

A legeltetés negatív hatásaként említhető a talajtömörítés is, amit az állatok a taposás-

sal idéznek elő. Az állatok a legelés során taposással, tiprással, a növények letépésével hatással vannak a gyepterület növények fejlődésére, ezáltal az egész gyepterületre is (BARCSÁK 1989). A töltések legeltetésére emiatt a nagyobb testű állatok nem alkalmasak, mivel taposásukkal túl nagy kárt okoznának a töltés szerkezetében. ANDREJEV (1981) szerint a legeltetés intenzitásának fokozásával egyre fajszegényebb legelőt kapunk. A változatos növényborítástól eljuthatunk a teljesen egynemű állományig is. Ez egy töltésen kerülendő változás.

A töltéseink legeltetésekor nagyrészt juhok jöhetnek számításba. A juhok legelési szokására jellemző, hogy naponta 8–9 órát töltenek legeléssel, amely két fő legelési szakaszra osztható. Az egyik a hajnali időszak, a másik a naplemente. A nyáj egyedei egyszerre táplálkoznak. Jellemző viselkedésük még a válogatás. Ivóvízszükségletüket napi 1–2-szeri itatással meg lehet oldani, de ez nagyban függ a fogyasztott takarmány víztartalmától valamint a hőmérséklettől is (TÓTHNÉ MAROS 2004). Egy felnőtt juh napi igénye megközelítőleg 7 kilogramm, és az ideális fűmagasság egy felnőtt állatnak 8–12 centiméter. Juhok esetében a kívánatos éves legeltetési periódus időtartama 240 nap, de a 160–280 nap még ideális lehet, bár egyes évszakokban ennél rövidebb is (KÓSA 1996). A legelőn való tartózkodás ideje minél több annál jobb, de legalább 14–16 óra legyen. Ha a legelő fűhozama lecsökken, akkor napi 1 kilogramm széna vagy 2 kilogramm fűszénázsz kiegészítéssel elegendő (BŐÖ 1998, JÁVOR et al. 2006). Áradás esetén a legeltetés nem lehetséges ezért kiegészítő takarmányozást kell alkalmazni.

Kaszálási hasznosítás esetén a töltések gyepterületét fenntartás céljából évente minimum három alkalommal kell kaszálni. Az első kaszálás időpontját június közepére tehetjük, a második kaszálás átlagos időpontja augusztus közepe, a harmadik pedig október közepe. Természetesen ez függ az éppen aktuális vízszinttől is (SZEMÁN 2006)

Anyag és módszer

Vizsgálatainkat Szeged melletti árvízvédelmi töltésen az ATIKÖVIZIG területén végeztük 2008-ban. Az egyik mintaterületen 100 db juh legeltetése történt egy legeltetési időben (április 1-től október 30-ig) a töltés mindkét oldalán. A másik mintaterületen a töltés gyepterületét kaszálással hasznosítottuk. A növényzet faji összetételét tekintve telepített gyepterület, de mára az ökológiai adottságoknak megfelelő növényfajok betelepülése miatt természetközeli, magas fajdiverzitású talajvédő gyepterület alakult. A kiválasztott területet már korábban is legeltették, így az egy évi megfigyelés megbízható képet adott a gyepterület fedettségének alakulásáról és talajvédő hatásának értékéről. A juhok felét kérésünkre az árvízvédelmi töltés vízoldalán, a másik felét a mentett oldalán legeltették, terelgető, napi adagoló legeltetési mód alkalmazásával. A gyepek hozamát becsléssel, az állatok napi legelőfű igényéből és a bejárt területből számítottuk ki (1. táblázat).

Célunk az volt, hogy a vízoldal (üde fekvés) és a mentett oldal (száraz fekvés) növényborítási jellemzőit és az állattartó képességét összehasonlítsuk. Ezen kívül vizsgáltuk mindkét oldalon a legeltetés hatásait a növényállományra és a töltés állapotára (taposási kár). Ehhez összehasonlítási alapul a kaszálással fenntartott területek jellemzőit vettük.

A töltés oldalak égtáj szerinti kitettsége a vízoldal kelet, dél-kelet, a mentett oldal pedig nyugat, észak-nyugati volt. A gyepterületgazdálkodási fekvés típusa szerint a vízoldal üde, a mentett oldal pedig száraz fekvésű vízgazdálkodási kategóriába sorolható a fütermés

képzés várható alakulása szempontjából.

A gyepek növényborítási jellemzőit BALÁZS-féle (1949) borításbecsléssel követtük nyomon 2×2 m-es kvadrát területeken, mindkét oldalon (a legelés ütemét követve havonta más területen) 10 mintából átlagolva az eredményeket. A gypállomány összetételét a gypet alkotó főbb növénycsoportok alapján jellemeztük (fűfélék, pillangósok, egyéb kétszikűek /gyomok/), valamint mindenhol jelöltük a borítatlan területek százalékos arányát is. Ezek alapján pedig javaslatot tettünk az árvízvédelmi töltések megfelelő legeltetéses használatához.

1. táblázat A termés alakulása a legeltetési idényben, dekádanként és havonta

(Forrás: saját adatgyűjtés és tervezés helyszínen mért adatok alapján)

Table 1. Yields in the grazing season, in decades and months

Hónap	Vízoldal (Üde fekvés) termésmegoszlása 10 napos időközönként		Mentett oldal (Száras fekvés) termésmegoszlása 10 napos időközönként	
	%	kg/ha	%	kg/ha
Április	2	200	3	150
	3	300	5	250
	5	500	7	350
Április összesen	10	1 000	15	750
Május	5	500	10	500
	10	1000	15	750
	15	1500	15	750
Május összesen	30	3 000	40	2 000
Június	5	500	10	500
	7	700	5	250
	8	800	5	250
Június összesen	20	2 000	20	1 000
Július	5	500	5	250
	5	500	0	0
	0	0	0	0
Július összesen	10	1 000	5	250
Augusztus	0	0	0	0
	2	200	0	0
	3	300	0	0
Augusztus összesen	5	500	0	0
Szeptember	5	500	2	100
	5	500	3	150
	5	500	5	250
Szeptember összesen	15	1 500	10	500

Október	5	500	5	250
	3	300	3	150
	2	200	2	100
Október összesen	10	1 000	10	500
Mindösszesen	100	10.000	100	5000

Eredmények

A juhlegeltetés az árvízvédelmi töltés folyam felőli vízoldalán (n=50 db) és a másik oldalon található gyepon, a mentett oldalon (n=50 db), külön - külön történt. A legeltetési időnyt április 1-től október végéig határoztuk meg, napi adagoló legeltetésre tervezve. A napi legelő adagok területének megtervezéséhez egy juh napi legelőfű fogyasztását a taposási veszteséggel együtt 7 kg-ban határoztuk meg. A tervezésnél figyelembe vettük a fűvek növekedési ritmusát is. A növekedési ritmus ugyanis hatással van a hasznosítható hozamra, és ez által meghatározza a legeltetésre kerülő gyepterület adagonkénti nagyságát.

A vízoldali és a mentett oldali gyeptermés alakulása és a hozam megoszlása az ökológiai adottságok miatt eltérő. A termés várható tömegét (kg/ha), a megoszlását (%) 10 naponkénti bontásban, havonta összesítve, a teljes legeltetési időnyre vonatkozóan számoltuk ki.

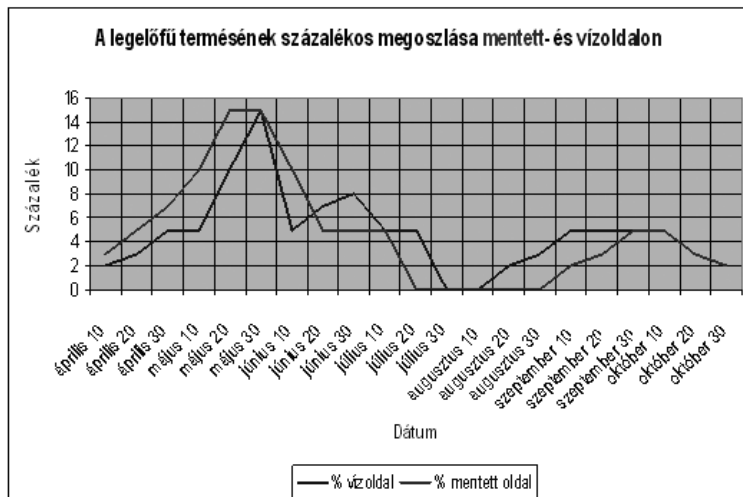
Az adatok alapján látható, hogy a vízoldal termése kétszerese a mentett oldal termésének. Ennek megfelelően alakul az állatteltartó képessége is a töltéseknek. Ugyanakkor a kevesebb termés nagyobb taposási kárral (2. ábra) járhat.



2. ábra Taposási kár a mentett oldalon (fotó: Sallai András)

Figure 2. Treading damage in the protected side

A 3. ábra a termés megoszlás százalékos alakulását mutatja. A termésképzés ritmusa a vízoldalon és a mentett oldalon is hasonló. A tavaszi emelkedő százalékos eloszlás a növekedési ütemet mutatja. Az ábrán látható hogy a kisülési időszak a vízoldalon rövidebbre tervezhető, vagy az esetek egy részében el is marad, és nem okoz termés kiesést. A mentett oldalon viszont mintegy 40 napos legeltetés kieséssel számolhatunk, annak ellenére, hogy az állományalkotó gyepező növénye a telepített és szárazságtűrő Árva vagy ismertebb néven Magyar rozsnok (*Bromus inermis* Leyss.).



3. ábra A termés megoszlása (%-ban) a töltés két oldalán
Figure 3. Distribution of the yields in the two sides of the dam

A 2. táblázat és a 4. ábra adatai a legeltetési terület adagolását mutatják a mentett- és a vízoldalon. Látható, hogy a kora tavaszi legeltetés kezdésénél a kis fűhozam miatt nagyobb területű legelő adagokat kellett biztosítani a mentett oldalon az állatállomány részére. A termésnövekedéssel a legelő adagok területe egyre csökken. Ez az adagolási módszer biztosítja, hogy a taposás a gyengébb fejlődésű fűvön jobb eloszlást eredményezzen. Ezzel csökken a visszafordíthatatlan talaj sérülés előidézésének veszélye.

Július 20-tól augusztus 30-ig a kisülési időszak miatt kiegészítő legeltetésre van szüksége az állománynak. A kiegészítő legeltetést nem terveztük, de a kaszált vízoldali gyepek második növedéke biztosíthatja a megfelelő legelő takarmányt. Ennek ellenére meg kell tervezni a várható takarmány hiány miatt a tartalék legelőt vagy más jellegű szálaltakarmány ellátást, mivel egy esetleges árvízborítás lehetetlenné teheti a vízoldali töltés gyepek hasznosítást.

2. táblázat A területek állatteltartó képessége

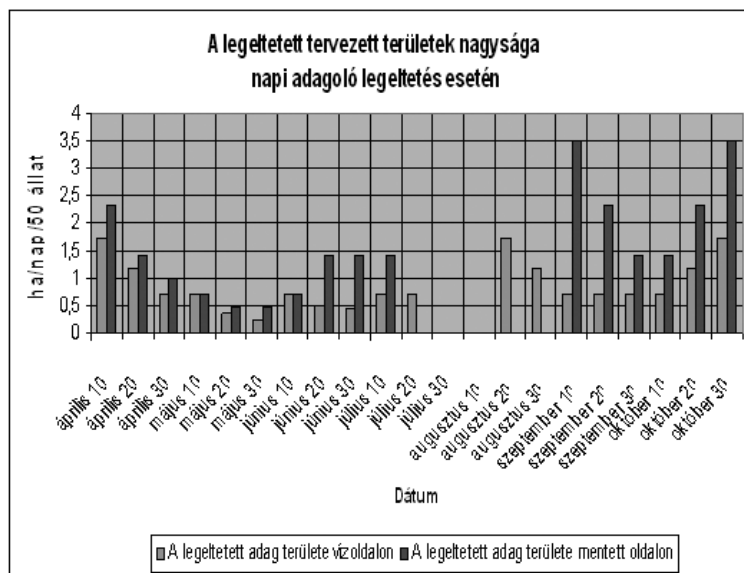
Table 2. Grazing capacities of the sides

	Mentett oldalon			Vízoldalon		
Legeltetési idő	Fű termés	Állatteltartó képesség	Adag területe	Fű termés	Állatteltartó képesség	Adag területe
Dátumtól-ig	kg/ha/10 nap	db/10nap/ha	ha/50 db/10nap	kg/ha/10 nap	db/10nap/ha	ha/50 db/10nap
Ápr. 10.	150	0,47	23,33	200	2,86	17,5
Ápr. 20.	250	0,28	14,00	300	4,29	11,67
Ápr. 30.	350	0,20	10,00	500	7,14	7,00
Máj. 10.	500	0,14	7,00	500	7,14	7,00
Máj. 20.	750	0,09	4,67	1000	14,29	3,50
Máj. 30.	750	0,09	4,67	1500	21,43	2,33
Jún. 10.	500	0,14	7,00	500	7,14	7,00
Jún. 20.	250	0,28	14,00	700	10,00	5,00
Jún. 30.	250	0,28	14,00	800	11,43	4,38
Júl. 10.	250	0,28	14,00	500	7,14	7,00
Júl. 20.	0	0,00	0,00	500	7,14	7,00
Júl. 30.	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
Aug.10.	0	0,00	0,00	0	0,00	0,00
Aug. 20.	0	0,00	0,00	200	2,86	17,50
Aug. 30.	0	0,00	0,00	300	4,29	11,67
Szept. 10.	100	0,70	35,00	500	7,14	7,00
Szept. 20.	150	0,47	23,33	500	7,14	7,00
Szept. 30.	250	0,28	14,00	500	7,14	7,00
Okt. 10.	250	0,28	14,00	500	7,14	7,00
Okt. 20.	150	0,47	23,33	300	4,29	11,67
Okt. 30.	100	0,70	35,00	200	2,86	17,50

A 4. ábrán mindkét töltésoldal legelő adagjainak nagysága fel van tüntetve. Jól látszik, hogy a nagyobb termésű vízoldal legelő adagjainak területe kisebb, míg a kevesebb termést biztosító vízoldalon nagyobb területű napi adagokat kell biztosítani. Az ábrán könnyen leolvasható a 10 naponkénti adagok területe akár napi adagoló legeltetés szintjén is. Ez jelentősen megkönnyíti a legeltetés szervezését.

Felmerül a kérdés, hogy ugyanaz az állatlétszám, hol végez nagyobb taposást és a gyeptakaró melyik töltésoldal területén szenvedhet el nagyobb taposási kárt. Kompenzálja-e talajvédelmi szempontból a kisebb legelőadag nagyobb terméshez kapcsolódó növény borítása, a mentett oldali nagyobb adagok legeltetése közben az egységnyi területre jutó kevesebb állat taposásának kisebb terhelését?

Ennek érdekében végeztünk botanikai növényállomány borítás vizsgálatokat (5., 6. ábra), összehasonlítva a mentett és a vízoldal legeltetett gypállományát a kaszált gyepek jellemzőivel.

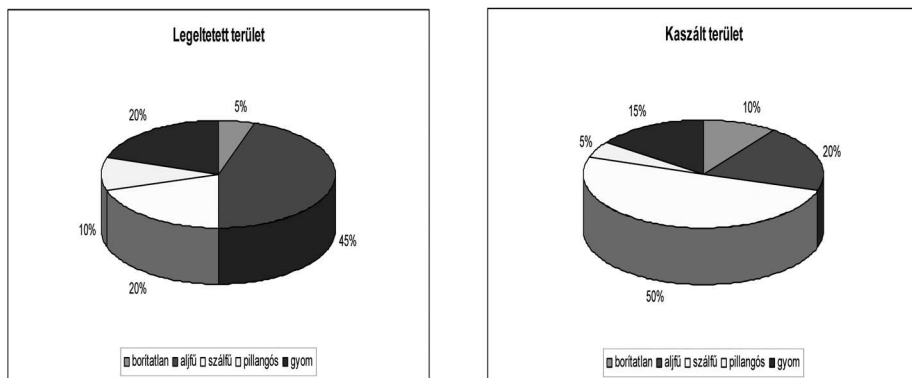


4. ábra A legeltetett adagok nagysága
Figure 4. Measure of the grazing areas

A mentett oldali növényborítás a legeltetés után jó talaj fedettséget mutat (5. ábra). A borítatlan terület 5%. Ez nem veszélyezteti a talajvédelmét a töltésnek, mert a vezérnövény a magyar rozs (Bromus inermis), ami ritka gypesedésű, de ettől még a védelmi funkciójának eleget tud tenni. Az alj füvek borítása (45%) magas, de a szálfüvek között is elsősorban a legeltetést tűrő füvek jelenléte nagyarányú, ami talajvédelmi szempontból nagy jelentőségű. A pillangósok és egyéb gypalkotó gyomok borítása a 30% értékkel magas, ez pedig az ösgyepesedési folyamatra utal.

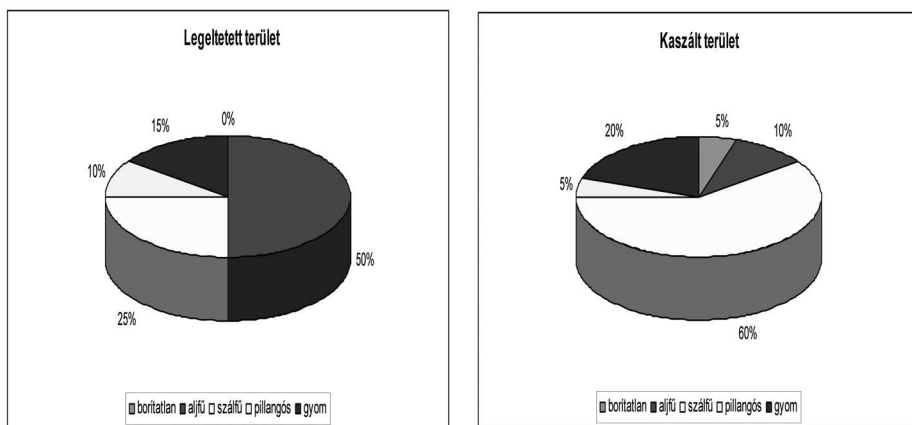
Ellentétben a kaszálásos hasznosítással, ahol a borítatlan terület 10%, ami elég magas. Ez azonban a francia perje (*Arrhenatherum elatius*) előretörésének tudható be. A szálfű és aljfü arány megfordult a legeltetett gyeppel képest. A gyomok és pillangós kétszikűek aránya 15 és 5% értékkel jelentős, de a borítatlan területek nincsenek elgyomosodva. A védelmi funkcióknak ez a fedettség is eleget tesz.

A vízoldalon, eltekintve az árvizek leiszapoló hatásától, kedvezőbb vízviszonyokat találunk a gyeptermesztés szempontjából. A területen a telepített növények, mint a nádképzű csenkesz (*Festuca arundinacea*) és a vadon termő betelepülők, mint az ecsetpázsit (*Alopecurus pratensis*) egyaránt megtalálhatóak. A növény fedettség nemcsak a talaj erózió, hanem a hullámverés szempontjából is fontos. A vízoldali fedettség a legeltetés hatására 100% (6. ábra). Ez betudható a nádképzű csenkesz erős gyepszőnyegének és az ecsetpázsit gyors tarackolásának. A 35%-nyi kétszikű növény borítás jelzi az ösgyepesedési folyamatot és a fajdiverzitás növekedését.



5. ábra Gyepalkotók borítási arányai a mentett oldalon
Figure 5. Cover rates of grass components in the protected side
(grazing areas left, mowing areas right)

A kaszálás jól elkülöníthető hatást mutat a borítás alakulásában a legeltetett gyepphez képest. Az alfű borítása alacsonyabb, mint a legeltetett területen, a szálfű borítás viszont magasabb. A borítatlan terület nagysága átlagosan 5% körül alakul. A fedettség nem éri el a legeltetett vízdoldali terület mértékét, de meghaladja a mentett oldali kaszált terület borítási értékeit. A pillangósok és a gyomnövények együttes borítása hasonló a legeltetett területéhez, de megjegyzendő, hogy attól eltérő arányt mutat. A védelmi funkciót évek óta eredményesen látja el, mivel nem volt szükség felülvetésre. Az állomány jól bírja a vízborítást és a leiszapolást, amit az árvizek idéznek elő.



6. ábra Gyepalkotók borítási arányai a vízdoldalon
Figure 6. Cover rates of grass components in the water side of dam
(grazing areas left, mowing areas right)

Az eredményeink alapján megállapítható, hogy a legeltetett terület növény borítása elérheti akár a 100%-ot is. A legeltetés következtében eróziót elősegítő talaj hibákat és lépcsős, padkás taposásra utaló nyomokat nem találtunk. A legeltetett területek fajgazdagsága egyértelműen a legeltetés hatásának tudható be.

A kaszált területek növényzete ehhez képest fajszerényebb. A töltések legeltetése során a földgát védelmi céljaira negatív hatást nem tapasztaltunk.

A szakszerű legeltetés tehát jó hatású a töltések gyepetakarójára. Megfelelően alkalmazva növeli a gyepetakaró talajvédő hatását.

Meg kell azonban azt is állapítani, hogy nem szabadítható fel a töltések területe a legeltetés hasznosítás számára korlátlanul, mivel a legeltetés kedvező hatása csak akkor érvényesül a töltések botanikai összetételére, ha a legeltetés szabályait szigorúan betartják.

Irodalom

- ANDREJEV N. G. 1981: Öntözéses gyeptermesztés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest pp. 170–172.
- BALÁZS F. 1949: A gyepek termésbecslése növényfiziológiai felvételek alapján. Budapest, Agrártudomány 1(1): 109–118.
- BARCSÁK Z. 1989: Gyeptermesztés és hasznosítás. Egyetemi tankönyv, Gödöllő. pp. 186–242.
- BARCSÁK Z., PRIEGEL K. 1971: Gyepgazdálkodási praktikum, Gödöllő.
- BŐŐ I. 1998: Önök kérdezték... (Juh, kecske), Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- JÁVOR A., KUKOVICS S., MOLNÁR Gy. (szerk.) 2006: Juhtenyésztés A-tól Z-ig, Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- KÓSA L. 1996: Juhtenyésztés (Állattenyésztés 5.), Cser Tankönyvkiadó, Budapest..
- PÉCH J. 1892: Gátvédelem (gyakorlati kézikönyv vízi mérnökök és gátvédők részére), Franklin Társulat Nyomdája, Budapest.
- SOMOGYI S. 2003: A Tisza és az ember in: Teplán I. szerk.(2003): A Tisza és vízrendszere, MTA Társadalomkutató Központ, Budapest.
- SZEMÁN L., KÁDÁR M. 1997: Árvízvédelmi töltések gyepetakarójának állapotfelmérése a Tisza, Körös, Maros partján, Gödöllő-Szeged.
- SZEMÁN L., BAJNOK M., HARCSA M., KULIN B., GYÖRGY A., KENÉZ Á., PENKSZA K. 2008: Gyep fajdiverzitás változása juhlegeltetés hatására. AWETH 4(2): 822–828
- SZLÁVIK L. 1999: Az árvízvédelmi biztonság elemzése (szintézis tanulmány), MTA, NEMZETI STRATÉGIAI PROGRAM; Somlyódi László (programvezető): Magyarország vízgazdálkodási stratégiája az ezredforduló után.
- TÓTHNÉ MAROS K. 2004: Általános etológia. Egyetemi jegyzet, Gödöllő.

EFFECTS OF GRAZING AND MOWING USED IN THE FLOOD-PREVENTION BANKS

A. SALLAI, M. HARCSA, L. SZEMÁN, A. PERCZE

Keywords: flood-prevention banks, sheepgrazing, mowing, soil protection

The grass-covered flood-prevention banks take an important part not only in the soil protection, but also in the winter feeding of the ruminants. But the rules of dam management in the Hydrographic Directives forbid grazing in the flood-prevention banks, with reference to the flood-prevention aspects. Discussed this, in present issue, authors grazed a hundred sheep in flood-prevention bank of the Tisza-river, and examined the negative and positive effects of grazing to the construction of dams and the botanical composition of its grass-covered sites. Authors compared grazing capacities in the saved- and the water-sides of the banks. Results show, that in case of professional graze, would not have any degradation in the construction of dam or in the grassland botanical composition.

SZOMSZÉDSÁGI MÉRŐSZÁMOK A TÁJMETRIÁBAN – AZ INDEXEK MÓDSZERTANI VIZSGÁLATA

SZABÓ Szilárd

Debreceni Egyetem, Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék
4032 Debrecen, Egyetem tér 1. e-mail: szabo.szilard@science.unideb.hu

Kulcsszavak: contagion, interspersion, ökológiai hálózatok tervezése, tájmetriai mutatók, térbeli felbontás,

Összefoglalás: A tájökológiai vizsgálatok egyik fontos kérdése a táji fragmentáció fokának a meghatározása, melyben a tájmetriának kulcsszerepe van. A szomszédsági mérőszámok segítenek számszerűen kifejezni egy táj felszabdaltságát, amiből közvetve a fajok élőhelyfoltok közötti áramlásának feltételeire is következtethetünk. A tanulmány célja a szomszédsági tájmetriai indexek vizsgálata abból a szempontból, hogy milyen hatást gyakorol kiszámított értékükre a felszínborítási kategóriák számának és a térbeli felbontásnak a változása. A vizsgálatok alapját elméleti feltételezések adták 1 km-es eredeti pixelfelbontással, 2–3–4 kategória alkalmazásával. A raszteres felbontás hatását 100–250–500–1000 m-es pixelméret alapján végeztem el. A célom az volt, hogy egy egyszerűen nyomon követhető módszerrel bemutassam a szomszédsági kapcsolatokat feltáró metrikák értékeinek az alakulását a táj foltjainak mintázatától függően, továbbá bemutassam, hogy milyen hibákat követhetünk el akkor, amikor nem megfelelő felbontással végezzük el a tájmintázat elemzését. Eredményeim szerint mind a felszínfedettség (területhasználati, biotóp stb.) kategóriák száma, mind a térbeli felbontás jelentősen befolyásolhatja a tájszintű szomszédsági metrikák értékeit. Változó számú felszínfedettségű kategória alkalmazása esetén más eredményt kapunk a foltok összetettségére (aggregációjára), szóródására és keveredésére. Az optimális felbontástól való jelentősebb eltérés pedig akkora hibát eredményezhet, ami megkérdőjelezi a kapott eredmény használhatóságát az ökológiai hálózatok tervezésében. Ez a tény arra hívja fel a figyelmet, hogy a vizsgált szomszédsági indexek alapján végzett tájökológiai kutatások esetében érdemes több felbontással is kísérletet tenni, figyelembe véve a mérőszámok lehetséges szélső értékeit.

Bevezetés

A tájökológiai kutatások elemzési módszereként jött létre a tájmetria, melynek mérőszámaival kvantitatív módon jellemezni tudunk egy foltot, egy felszínborítási kategóriát, vagy egy tájat. A tájalkotó elemek által létrehozott mintázat (a folt típusok száma és az általuk elfoglalt terület) meghatározza az ökológiai folyamatok jellegét (segíti a fajok megjelenését, elterjedését, vagy éppen szűkíti ennek a lehetőségét), valamint intenzitását (BÁLDI 1998; BOGAERT és BARIMA 2008). A tájmetriai indexek segítségével le tudjuk írni a foltok alakját és azok térbeli konfigurációját. A módszer alapját részben a MCARTHUR és WILSON (1964) által kidolgozott szigetbiogeográfiai megfigyelések adják (általánosan minden típusú mérőszámnál), részben pedig a Levin-féle metapopulációk elmélete (fajok egyedeinek foltok közötti mozgása esetében: LEVIN 1969; KEYMER et al. 2000).

Az első tájmetriai módszereket alkalmazó munkák az 1980-as években jelentek meg, de igazán csak a geoinformatikai szoftverek és a műholdfelvételek, légifotók elterjedése után vált alkalmazásuk általánossá (UUEMAA et al. 2009). Hazánkban az ezredforduló után fordult a tudományos érdeklődés e módszerek irányába (pl. CSORBA 2005, 2008, JORDÁN et al. 2007, KERÉNYI 2007, LÓCZY 2002, 2003, MEZŐSI és FEJES 2004, MEZŐSI és BATA 2011, SZABÓ 2009, 2010, SZILASSI 2010, SZILASSI et al. 2010).

A továbbiakban a foltok térbeli elhelyezkedésének mérőszámaival, a szomszédsági mérőszámokkal foglalkozok. Ezen indexek segítségével meg tudjuk ítélni, hogy a tájalkotó foltok aggregáltak, egymáshoz közel vannak vagy térben szórt megjelenésűek, emellett

tájékoztatnak minket az egyes folttípusok keveredéséről is. Gyakorlati hasznuk az, hogy a tájak fragmentáltságát, az egyes felszínborítási kategóriákat alkotó pixelek folytonosságát, más típusú pixelekbe ágyazottságát tudjuk megítélni velük. A kapott eredmények a tájökölógiai-tájvédelmi tervek készítésénél, mint pl. az ökológiai hálózatok tervezésénél használhatók fel.

A vizsgálat célja az, hogy egyszerű, könnyen nyomon követhető módon, mesterségesen előállított foltelrendezések segítségével feltárjam az osztály- és tájszintű szomszédsági metrikák viselkedését különböző területi mintázatok esetében. Emellett megvizsgálom a felszínborítási kategóriák számának és a felbontás (méretarány) változásának hatását a mérőszámok értékeire.

Anyag és módszer

Mesterséges foltelrendezések előállítása

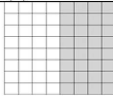
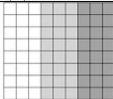
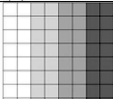
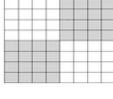
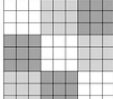
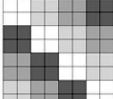
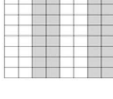
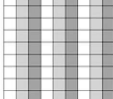

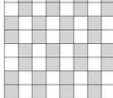
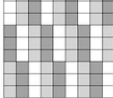

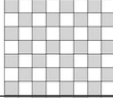
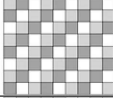
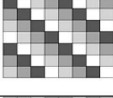
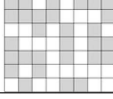
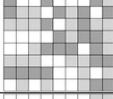
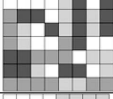
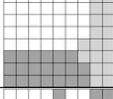
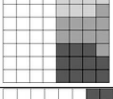
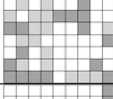
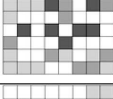
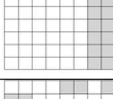
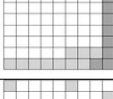
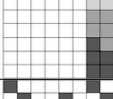
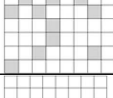
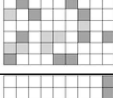

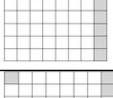
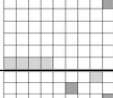
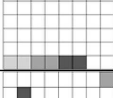
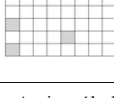

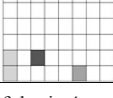
A szomszédsági mérőszámok viselkedésének illusztrálása végett szabályos, 1 km²-es cellákra osztott 8×8 és 9×9 km-es négyzetrács-hálót alkalmaztam. 2, 3 és 4 kategóriák esetében készítettem el a „felszínborítottsági” (területhasználat, cönológiai stb.) kategóriák területi elrendeződését szabályos és véletlenszerű formában (1. ábra). A kétféle rácsháló alkalmazására azért volt szükség, mert páros és páratlan felszínborítási kategóriaszám esetén nem alkalmazható ugyanaz az alap, ha célunk az azonos típusú elrendeződések előállítása. A rácshálókat az ArcView Repeating Shapes (Jenness 2005) scriptjével készítettem. A területi mintázatokat egyenlő, valamint az első kategóriára nézve növekvő területű (50–75–90% dominanciájú) verziókban állítottam elő, ahol a pixelek aggregált, szórt, szabályos és random elrendeződésűek. Az egyszerűbb elrendezéseket manuálisan, a random variációkat az ArcView Table DeLux script segítségével generáltam. A vizsgálatokat 100 m, 250 m, 500 m és 1 km-es felbontás mellett végeztem el. Vizsgáltam a mérőszámok felbontással és a kategóriaszámmal szembeni érzékenységét. A különböző felbontású változatokat ArcGIS 9.0 szoftverrel hoztam létre a vektoros alapállományból, majd FRAGSTATS 3.3-ban számítottam ki a metrikákat.

Vizsgált szomszédsági metrikák

Jelen tanulmányban kifejezetten csak a szomszédsági metrikákat vizsgáltam, melyek a következők: Contagion, Percentage of Like Adjacencies, Clumpiness Index, Aggregation Index, Mesh Size, Splitting Index és Degree of Landscape Division Index.¹

Segítségükkel a táji fragmentáltság, azaz a foltok összeolvadt (aggregált), vagy éppen szórt, különálló jellege határozható meg. Számításuk indexenként különböző, többek között egymástól eltérő módon összegzik az ún. szomszédsági mátrix értékeit. Ennek lehetséges módjai (McGARIGAL és MARKS 1995; RIITERS et al. 1996 nyomán):

¹ A metrikák magyarra fordítása rendszerint nehéz, illetve a sokszor árnyalatnyi különbségek miatt zavaró lehet, ezért minden esetben az eredeti angol megnevezést és elterjedt rövidítésüket használok. Véleményem szerint nem szerencsés megtartani az angol „contagion” eredeti jelentését, ami járványt jelent (bár értjük a tartalmát és a törekvést, ami miatt ezt a nevet kapta az angolszász irodalomban), ezért ebben a munkában a „szomszédsági” indexek elnevezést használok.

	2 kategória (a)	3 kategória (b)	4 kategória (c)
1			
2			
3			
4			
5			
6			
7	-		
8	-		
9			
10			
11			
12			

1. ábra A vizsgálatban alkalmazott elméleti foltmintázatok

Figure 1. Experimental design of the applied theoretical spatial patch pattern

- egyszerű összegzés: minden szomszédos pixelt 1-es szorzóval adunk össze (AI);
- kétszeres összegzés: minden, a vizsgálati terület határát alkotó pixel és foltokon belüli pixel egyszeres szorzót, a többi kétszeres szorzót kap (PLADJ, CONTAG, CLUMPY).

Emellett eltérés lehet az is, hogy az összegzett pixelekkal milyen további műveleteket kell még elvégezni az eredmény kiszámításához. A szomszédsági mutatók gyakorlati alkalmazását azonban nagyban nehezíti, hogy a kapott eredmény jelentősen függ a rasteres felbontástól, azaz a méretaránytól: mivel a szomszédos pixelek összegzésén alapulnak – a nagyobb felbontás nagyobb értékeket ad (RICOTTA et al. 2003).

Az 1. táblázatban összefoglaltam a legfontosabb jellemzőiket, különös tekintettel a felvehető értékekre és a mértékegységekre.

1. táblázat A vizsgált tájmetriai indexek és legfontosabb jellemzőik

(Jaeger, 2000; McGarigal és Marks, 1995 nyomán)

Table 1. The investigated landscape metrics and their properties
(after Jaeger, 2000; McGarigal and Marks, 1995)

<i>Tájmetriai index (rövidítés) [mértékegység]</i>	<i>Szint</i>	<i>Jellemzés</i>
Percentage of Like Adjacencies (PLADJ) [%]	osztály, táj	A közelségi mátrixból kerül meghatározásra a kétszeres összegzés módszerével, az ugyanabba a típusba tartozó pixelek arányát adja meg a pixelpárok vizsgálata alapján. Kifejezetten a pixelek szórtságát és nem a keveredését határozzuk meg vele. Értéke 0 akkor, ha minden folt 1 pixelből áll, 100 pedig, ha az egész terület egyetlen folt
Clumpiness Index (CLUMPY) [-]	osztály	Csak osztály szinten határozható meg. A hasonló pixel-szomszédságok arányának és a várható területileg random pixeleloszlásból számítható érték eltérésének az arányaként fejezhető ki. Értéke -1 és +1 közötti: szórt elhelyezkedésű foltok esetén negatív, térben közel eső foltoknál pedig pozitív. 0 esetén az eloszlás véletlenszerű.
Aggregation Index (AI) [%]	osztály, táj	A közelségi mátrixból kerül meghatározásra, a szomszédos pixelpárok vizsgálata alapján az azonos típusba tartozók arányát adja meg az egyszeres összegzés módszerével. Értéke 0, ha minden folt egy pixel és 100, ha a táj egyetlen foltból áll.
Interspersion and Juxtaposition Index (IJI) [%]	osztály, táj	Nem a pixelek, hanem a foltok egymás mellettiségét vizsgálja, azt méri, hogy a foltípusok mennyire vegyülnek a többi típus közé. Százalékos formában adja meg a keveredés mértékét: 0 esetén a foltok elkülönülnek, 100 esetén pedig minden folt érintkezik minden más típusba tartozó folttal.

Landscape Division Index (DIVISION) [%]	osztály, táj	Összefoglaló néven felosztottsági indexek. A DIVISION index alapja az, hogy a vizsgálati területen két véletlenszerűen elhelyezkedő egyed mekkora valószínűséggel találkozhat egymással, vagyis a kapott eredmény egy valószínűségi szint. A SPLIT azt adja meg, hogy hány egyforma méretű területre darabolható a táj úgy, hogy a valószínűség ne változzon. A MESH pedig hektárban adja meg ezen területek területét.
Splitting Index (SPLIT) [db]	osztály, táj	
Effective Mesh Size (MESH) [ha]	osztály, táj	
Contagion (CONTAG) [%]	táj	A pixelek területi aggregációját adja meg. Kiszámítja, hogy két véletlenszerűen kiválasztott pixel milyen valószínűséggel tartozik ugyanabba a típusba. Értéke 0-100 közötti, mely akkor nagy, ha a táj néhány nagy foltból áll, a felszabdaltság fokozódása pedig csökkenti azt.

A felbontás hatásának elemzése kivételével minden esetben táj szintű vizsgálatokat végeztem. A felbontás hatásának elemzésénél viszont indokoltnak láttam a részletesebb, több adatot szolgáltató osztály szintű értékelést.

Statisztikai vizsgálatok

A statisztikai vizsgálatot az adatok normalitásának ellenőrzésével kezdtem Shapiro-Wilk próbával. Mivel a változók többsége nem normál eloszlású volt, ezért nem-paraméteres próbát alkalmaztam. A kategóriák számának hatását táji szinten hasonlíthatjuk össze, mivel osztály szinten maguk az eltérő számú kategóriák nem teszik lehetővé a vizsgálatot. Ennek során Wilcoxon-próbát alkalmaztam, melyet kiegészítettem a „hatás” (az angol nyelvű szakirodalomban effect size-ként ismert mutató) meghatározásával (COHEN 1992). Az elemzéseket SPSS 15-szoftver segítségével végeztem el.

Eredmények

A térbeli konfigurációk összehasonlítása a kategóriák száma és a pixelek aggregált-sága szerint

A legegyszerűbb konfigurációnak azt a mintázatot tekinthetjük, melynél a foltok egy csoportban és egyenlő részarányban vannak jelen a tájban (1. ábra/1). A felszínborítási kategóriák számát növelve folyamatosan csökken az összetettség (aggregált-ság) és a felosztottság. Az újabb kategóriák belépése csökkenti a lehetséges azonos pixelek kapcsolódási számát, ezért érthetően csökkent a PLADJ, az AI és a CONTAG index, és mivel ebben az elrendezésben a foltok által elfoglalt terület egy tömbben van, a MESH, SPLIT és DIVISION indexek értéke nem változik.

Maradva a kompakt elrendezéseknél (1. ábra/9), az 1. kategória 75%-os dominanciája mellett ezen mérőszámok értékei differenciálódnak. Az AI mutató (melynek kiszámítási módja eltérő – az azonos pixelszomszédokat is egyszeresen számítja, míg a többi duplán) nem ugyanazt a sorrendet mutatja (sorrend alatt azt értem, hogy az adott indexek számí-

tott értékei – 2–4. táblázat – megfelelnek-e az 1. ábrának megfelelően a növekvő fragmentáltságnak vagy éppen aggregációnak), mint a CONTAG és PLADJ (melyek közül a CONTAG sorrendje látszik helyesnek). A tendencia azonban a legtöbb mérőszám esetén ezen konfigurációknál is azonos: az új kategóriák számának növelése csökkenti az összetettséget (aggregáltságot) és növeli a felosztottságot, amellett hogy pl. a MESH értéke az előző elrendezéshez viszonyítva nőtt (kétkategóriás esetben 3200 ha-ról 4000 ha-ra).

Az 1. kategória 90%-os dominanciája esetén (1. ábra/11) tovább nő az aggregáltság és csökken a felosztottság (nyilvánvalóan az 1. kategória miatt). Csak a CONTAG és az AI index mutatja az aggregáció növekedését megfelelően. Az AI indexnél az előzőekben láthattuk, hogy mind a pixelek elhelyezkedése, mind azok szomszédsági viszonyai befolyásolják az értékeket, a CONTAG viszont minden helyzetben jó sorrendet produkált. Az 1. kategória 50, 75 és 90%-os részesedése és a pixelek véletlen elrendezése esetén hasonló tendenciát figyelhetünk meg, mint a szabályos konfigurációnál. A CONTAG, valamint a PLADJ és az AI esetében is az értékek csökkenését idézi elő az újabb kategóriák megjelenése.













A felosztottsági (pl. MESH) indexek értékének csökkenése a felszínfedettség kategóriák számának növekedése esetén viszont nem minden esetben egyértelmű: egyrészt mert a véletlen elrendeződés produkálhat aggregáltabb kombinációt növekvő felszínfedettség kategória esetén is (kivéve, ha arányuk nagyon kicsi), másrészt mert a MESH index értéke a vizsgált terület méretétől is függ. Ez esetben a DIVISION index használata javasolható, mely nem érzékeny a vizsgált terület méretére.

2. táblázat A szomszédsági indexek értékei a vizsgált mintázatoknál 2 kategória és 1000 m felbontás esetén
Table 2. Values of contagion metrics in case of the analysed spatial patterns applying 2 classes and 1000 m resolution

		CONTAG	PLADJ	IJI	DIVISION	MESH	SPLIT	AI
1		31,44	81,25	-	0,50	3200	2,00	100,00
2		20,42	75,00	-	0,50	3200	2,00	92,31
3		0,00	43,75	-	0,88	800	8,00	53,85
4		6,84	25,00	-	0,50	3200	2,00	30,77
5		50,00	0,00	-	0,50	3200	2,00	0,00
6		0,13	42,19	-	0,68	2059	3,11	51,91
9		41,52	81,25	-	0,38	4000	1,60	97,92
10		19,67	50,00	-	0,42	3743	1,71	59,04
11		63,32	82,03	-	0,17	5312	1,20	97,32
12		58,89	76,56	-	0,18	5268	1,21	89,25

3. táblázat A szomszédsági indexek értékei a vizsgált mintázatoknál 3 kategória és 1000 m felbontás esetén

Table 3. Values of contagion metrics in case of the analysed spatial patterns applying 3 classes and 1000 m resolution

		CONTAG	PLADJ	IJI	DIVISION	MESH	SPLIT	AI
1		31,43	77,78	63,09	0,67	2700	3,00	97,67
2		16,52	66,67	100,00	0,77	1900	4,26	83,72
3		3,05	44,44	98,51	0,89	900	9,00	55,81
4		0,17	33,33	100,00	0,90	811	9,99	41,86
5		18,45	0,00	100,00	0,93	603	13,42	0,00
6		0,45	32,72	99,99	0,89	887	9,13	40,74
7		32,83	78,40	97,70	0,62	3062	2,64	96,81
8		6,57	40,12	95,32	0,81	1566	5,17	49,13
9		46,63	77,16	92,23	0,40	4840	1,67	93,35
10		34,39	53,70	81,42	0,43	4635	1,75	62,77
11		71,48	82,72	63,09	0,18	6618	1,22	97,53
12		65,15	71,60	62,86	0,19	6588	1,23	81,67

4. táblázat. A szomszédsági indexek értékei a vizsgált mintázatoknál 4 kategória és 1000 m felbontás esetén

Table 4. Values of contagion metrics in case of the analysed spatial patterns applying 4 classes and 1000 m resolution

		CONTAG	PLADJ	IJI	DIVISION	MESH	SPLIT	AI
1		28,47	68,75	61,31	0,75	1600	4,00	91,67
2		14,66	50,00	77,37	0,83	1100	5,82	66,67
3		13,13	43,75	75,44	0,88	800	8,00	58,33
4		10,56	25,00	77,37	0,89	675	9,48	33,33
5		25,00	0,00	77,37	0,92	537	11,91	0,00
6		1,45	28,91	98,15	0,94	378	16,93	38,54
7		35,55	73,44	86,68	0,67	2134	3,00	98,80
8		12,99	32,03	84,96	0,73	1746	3,66	41,80
9		55,09	77,34	88,80	0,42	3734	1,71	100,00
10		42,06	51,56	68,52	0,43	3646	1,75	61,86
11		75,21	80,47	85,00	0,18	5275	1,21	100,00
12		72,78	75,00	57,15	0,18	5268	1,21	89,22

A kategóriák számának a hatása

A felszínfedettségi kategóriák számának hatását csak táji szinten lehetséges megvizsgálni, mivel osztály szinten maguk az eltérő számú kategóriák teszik lehetetlenné az egzakt összehasonlítást. A Mann-Whitney próba eredménye szerint csak az AI metrika értékét nem befolyásolja a felszínfedettségi kategóriák száma (5. táblázat). A CONTAG, PLADJ, IJI, DIVISION, SPLIT és MESH indexek esetében vagy a 2 és 3, vagy a 3 és 4 kategóriaszám mellett kiszámított értékek között a különbség szignifikáns. A felosztottsági indexek esetében érthető, hogy több kategória esetén csökken a valószínűsége annak, hogy az adott élőhelyet preferáló fajok egyedei találkozassanak (ezzel nő a SPLIT és csökken a MESH).

Az aggregátsági mutatóknál viszont felmerül a kérdés, hogy egy új osztály belépése csökkenti-e az aggregátságot. Eredményeim szerint mindkét eset megtörténhet: csökken akkor, ha az új osztály megjelenése szórt (1. ábra/6,8,10,12) és nem kell, hogy csökkenjen, ha pl. csak egy új foltként jelenik meg (pl. 1. ábra/1,2,7,9,11). Ez pedig felveti azt a problémát, hogy az AI az egyszeres összegzés módszere miatt nem érzékeny a felszínfedettségi kategóriák számának a változására.

A felvetés elméleti jellege ellenére fontos gyakorlati hozadékkal bír: miért kellene más eredményt kapnunk csak azért mert 2 kategória helyett 3-at használunk, pl. szántó-erdő helyett szántó-gyep-erdő kategóriákat. Képes-e ezek között helyesen értékelve különbséget tenni az általunk alkalmazott tájmetriai index? Eredményeim szerint helyenként a 2-3, helyenként pedig a 3-4 kategóriapár között van jelentősebb eltérés az AI indexek között, ami részben a foltok megjelenéséből adódhat, részben pedig abból, hogy ez a mérőszám nem érzékeny a felszínfedettség kategória szám változására (5. táblázat).

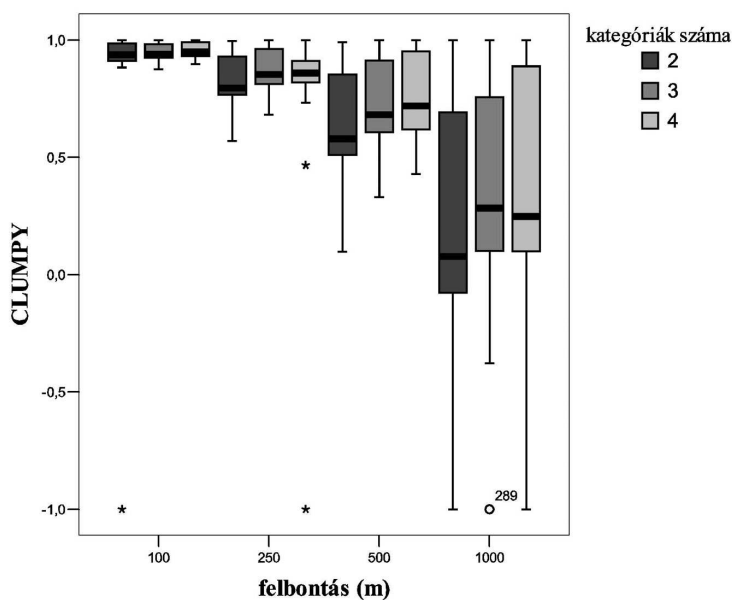
5. táblázat. A különbségek szignifikanciája és erőssége a Wilcoxon-próba alapján a kategóriák számának figyelembe vételével ($p < 0.05$ vastagon szedve)

Table 5. Significance of differences between the calculated values of landscape metrics based on Wilcoxon-test considering the numbers of categories ($p < 0.05$ is highlighted with bold letters)

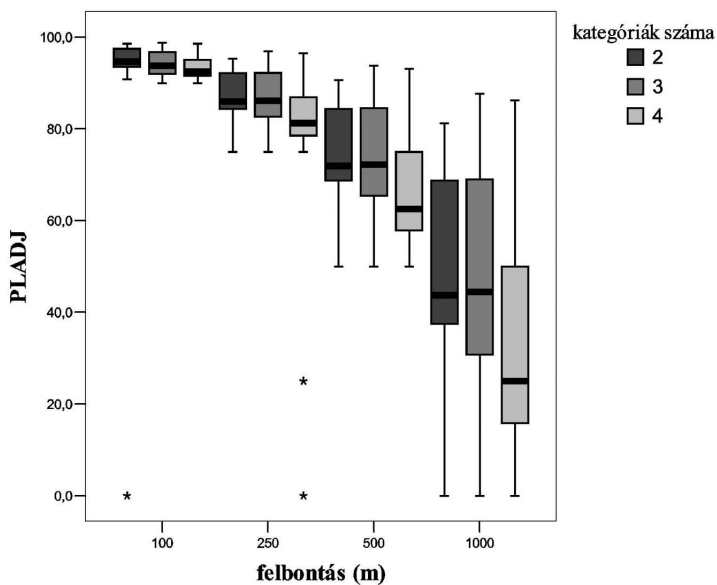
<i>Párok</i>	<i>Szignifikancia</i>	<i>Hatás (effect size)</i>
CONTAG 2-3 kategória	0,678	0,09
CONTAG 3-4 kategória	0,010	0,53
PLADJ 2-3 kategória	0,340	0,22
PLADJ 3-4 kategória	0,016	0,51
IJI 3-4 kategória	0,015	0,49
AI 2-3 kategória	0,374	0,21
AI 3-4 kategória	0,594	0,11
SPLIT 2-3 kategória	0,005	0,63
SPLIT 3-4 kategória	0,894	0,03
MESH 2-3 kategória	0,646	0,10
MESH 3-4 kategória	0,006	0,56
DIVISION 2-3 kategória	0,005	0,63
DIVISION 3-4 kategória	0,411	0,16

A felbontás hatása

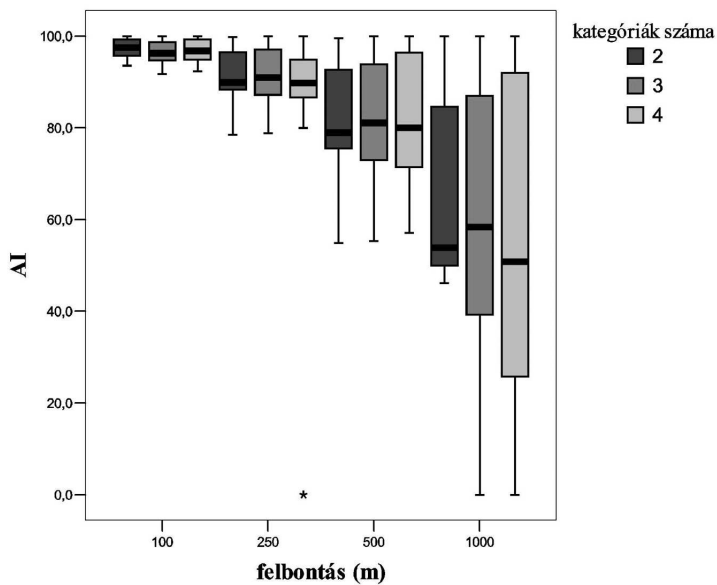
Azoknál a mutatóknál, ahol a különböző felbontások miatt lényegi a különbség, mert a véletlenszerű elrendezés 1000 m (vagyis a natív pixelméret) esetén az eredmény 0,00 vagy -1,00; 100 méterrel kalkulálva pedig egy szabálytalan aggregált elrendezésétől alig különbözik, ott nagy lesz az eltérés a tájmetriai mutatókban. Erre a legjobb példa a CLUMPY, mely a véletlenszerű elrendezéskor -1,00 kell, hogy legyen, ezzel szemben ezt az értéket még 500 méteres felbontásnál sem éri el (2. ábra). A PLADJ (3. ábra) és az AI (4. ábra) mutatók is hasonlóan viselkednek, értékük a cellák random eloszlásakor 0,00, ami jelen példában csak akkor teljesülhet, ha a felbontás 1000 méter. A felosztottsági metrikák (MESH, SPLIT, DIVISION) értékeit viszont nem befolyásolja a raszteres felbontás (példaként lásd a DIVISION, indexet) (5. ábra).



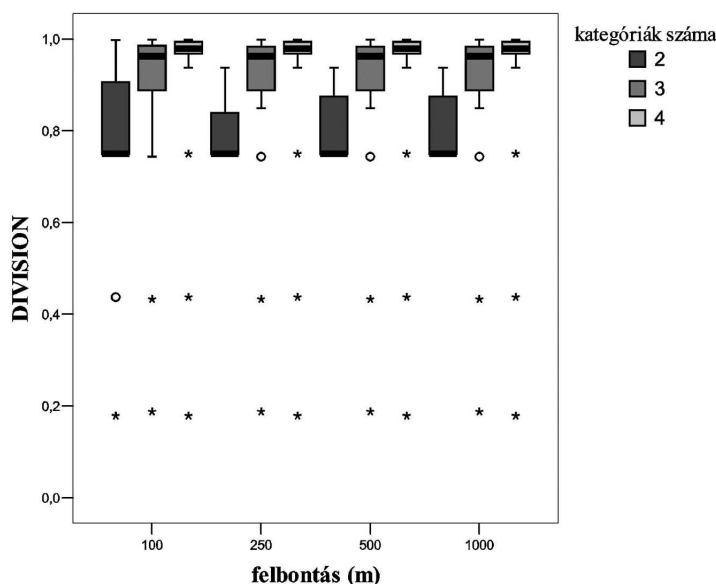
2. ábra A CLUMPY index értékeinek szóródása a kategóriaszám és felbontás függvényében
Figure 2. Variance of values of CLUMPY considering the class number and resolution



3. ábra A PLADJ index értékeinek szóródása a kategóriaszám és felbontás függvényében
Figure 3. Variance of values of PLADJ considering the class number and resolution



4. ábra Az AI index értékeinek szóródása a kategóriaszám és felbontás függvényében
Figure 4. Variance of values of AI considering the class number and resolution



5. ábra A DIVISION index értékeinek szóródása a kategóriaszám és felbontás függvényében
 Figure 5. Variance of values of DIVISION considering the class number and resolution

Statisztikai vizsgálat nélkül is szembetűnő, hogy ez esetben az 1000 méteres raszteres felbontás az optimális a szomszédsági vizsgálatokhoz. A 100–500 méteres felbontások szűkebb értéktartománya alapján csak rossz természetvédelmi döntéseket hozhatunk (2–5. ábra).

A szórásstartományok alapján láthatjuk, hogy egy konkrét terület ökológiai hálózatainak, tájökológiai mintázatának vizsgálatánál nem könnyű megtalálni azt a felbontást, ami nem vezet téves, tájökológiailag megalapozatlan eredményekhez. Elegendő egy kicsit alá-, vagy fölébecsülni a szükséges pixelméretet és máris téves adatokat kapunk (2-4. ábra). A helyes méretarány (pixelméret) kiválasztásának módszertana további kutatásokat igényel, mellyel a külföldi szakirodalom is széles körben foglalkozik (LI et al. 2005, UUEMAA et al. 2005, WU 2004).

Diszkusszió

Felmerülhet a kérdés, hogy van-e értelme 2-4 felszínfedettség kategória esetében vizsgálni e mérőszámok viselkedését, mivel a tájökológiai vizsgálatok során ennél jóval több területhasználati, felszínfedettség vagy cönológiai kategóriát szoktunk elkülöníteni. Emellett még az M=1:100000-es méretarányú CLC 2000-es, vagy az M=1:50000 CLC50-es felszínborítási adatbázis is 44, illetve 79 felszínborítási kategóriát tartalmaz. Az élőhely szintű, botanikai térképezésből nyert digitális térképek esetében gyakran még ennél is több kategóriával találkozhatunk (BIRÓ et al. 2010). A tájanalízis során elkerülhetetlen a foltokat „összeolvasztani” egymással, melyekhez generalizációs, aggregációs módszereket alkalmazunk.

A tájanalízis térbeli jellegű elemzéseinél azonban, bár a foltok kiterjedésére, alakjára, magterületi indexeinek, a foltok közötti távolságok elemzése korlátlan felszínborítási osztályesetén is hasonló eredményeket kapunk, de szomszédság- vagy konnektivitás-vizsgálatuknál ajánlott lehet az egyes kategóriák összevonása (aggregációja). Egy adott faj szempontjából lényeges felszínborítási kategória, vagy összevont felszínborítási kategóriák tájmetriai vizsgálatával eredményesebben mutathatunk ki ökológiai összefüggéseket, mint ha vizsgálatainkat az összevonások nélkül végezzük el.

Sokszor nem is az összes lehetőséget vizsgáljuk, hanem csak annyit, hogy mi felel meg az általunk kitűzött célnak, vagyis így kétkategóriás, bináris állományokkal dolgozunk (a kritériumnak megfelel/nem felel meg; pl. BENDER et al. 2003). Műholdfelvételek elemzésével nyert kategóriák esetében sokszor csak 2–3–4 felszínfedettség-típust tudunk elkülöníteni (pl. erdő – nem erdő, vagy erdő-gyep-szántó, vagy erdő-gyep-szántó-beépített terület; pl. HAI és YAMAGUCHI 2007). Például egy 1950-es években készített légifotó kontaktmásolatán, néhány felszínborítási kategóriánál több nem is különíthető el, de a műholdfelvételek esetében is találkozhatunk olyan tájrészlettel, ahol az egyes felszínborítási kategóriák reflektancia értékei nagy mértékben fedik egymást (pl. erdők és bokros-cserjés területek). Ezekben az esetekben lehetnek hasznosak a bemutatott eredmények.

A felosztottsági mutatókat széles körben használják a tájvédelmi gyakorlatban (GIRVETZ et al. 2008; PENN-BRESSEL, 2005). Az AI kedvező tulajdonságait, jó gyakorlati célú alkalmazhatóságát mutatták ki HE et al. (2000) a többi itt is tárgyalt aggregátsági indexhez képest. Ezzel szemben BOGAERT et al. (2002) szerint az AI semmi újat nem nyújt az LSI-hez (Landscape Shape Indexhez) képest, egyik levezethető a másikkból, együttes használatuk nem indokolt. Az LSI és az AI normalizált változata tökéletesen redundáns, így pl. a FRAGSTATS nem is számítja ki csak az LSI esetében (MCGARIGAL és MARKS 1995). Az AI sem mentes a raszteres számítási módszerek problémáitól (láthatjuk ezt a kategóriaszám elemzésénél), így nem mondhatjuk, ki egyértelműen, hogy bármelyikük alkalmasabb lenne a tájökológiai elemzésekre a másikkal. MCGARIGAL és MARKS (1994) és BOGAERT et al. (2002) munkái nyomán tehát az AI teljes mértékben kiváltható az LSI-vel, így utóbbi használata indokolt lehet abban az esetben, ha a megfelelő felbontás megállapítása nehézkes a foltméretek nagy varianciája miatt. UUEMAA et al. (2011) többek között a CONTAG indexet javasolják indikátorként alkalmazni, ugyanakkor RICOTTA et al. (2003) felbontás-függősége miatt nagy körültekintés mellett ajánlják csak használatát.

Azt láttuk tehát, hogy sok szomszédsági metrika alkalmazása során nem használhatjuk ugyanazt a felbontást, mint pl. az alakmutatóknál, mert egymástól jelentősen eltérő, félrevezető eredményeket kapunk. A helyes felbontás megállapításához LEITÃO et al. (2006) javaslata szerint érdemes többféle raszteres felbontást is kipróbálni. Ez persze felvet egy másik kérdést is: a felbontásfüggő metrikák különböző raszteres felbontás esetén más eredményt adnak (pl. egy LANDSAT és SPOT felvételek együttes alkalmazása esetén, ha nem konvertáljuk közös felbontásra őket), vagyis különböző tájak ilyen alapú összehasonlítására közvetlenül nem, csak átgondolt előkészítés után alkalmasak (LI et al. 2005).

A szomszédsági tájmetriai mutatók tájökológiai, tájtervezési célú felhasználási javaslataként azt mondhatjuk, hogy nem lehet egyetlen metrikára szűkíteni a vizsgálatokban szereplő indexeket. Az aggregátsági mutatókkal a pixelek csoportosultságát, a keveredési és a felosztottsági mutatókkal a fragmentációt lehet mérni és a kiválasztást a fenti értékelés figyelembe vételével a vizsgálati célnak alárendelni.

Következtetések

A változó számú felszínfedettség kategóriák tájmetriai mutatókra gyakorolt hatásainak elemzése alapján, a következő összegző gondolatok tehetők:

- a felosztottsági mutatók (DIVISION, MESH, SPLIT) alkalmazása megfelelő eszköz lehet a döntéshozók kezében a táj fragmentáltságának a becsléséhez,
- az egyes elemzéseket érdemes többféle térbeli elrendezés mellett is lefuttatni, vagyis a jelenlegi mellett tesztelni a tervezett állapotot, annak hatását a fajok igényeire vonatkozóan,
- nem elegendő csak a táji mutatókat vizsgálni, ki kell számolni az egyes felszínborítási kategóriákra vonatkozó értékeket is, mivel csak így lehet megállapítani, hogy a táj-szintű metrika miért kapta az adott értéket,
- az aggregáció mérőszámai (PLADJ, CLUMPY, AI, CONTAGION) csak olyan raszteres felbontás mellett alkalmazhatók biztonsággal, amely közelíti a legkisebb térképezett egységet, különben félrevezető eredményeket kapunk; a helyes felbontás megállapítása különösen olyan tájak esetében okozhat nehézséget, ahol a foltméretek varianciája nagy,
- a megfelelő felbontás mellett e metrikák értékes információt adnak a foltok kompakt-ságáról, ami a nagy belső területet (élőhelyet) igénylő fajok esetében fontos tájökölógiai tényező,
- mindkét szomszédsági tájmetriai mutató csoport alkalmazható a tájanalízisben, mivel a táj eltérő jellemzőit vizsgálják,
- mindkét tájmetriai index csoport esetében akár hasonló eredményeket is kaphatunk akár teljesen eltérő területarányú és térbeli konfigurációjú elrendezések esetében,
- táji szinten a CONTAGION index mutatja legjobban a felszínborítottság kategóriák számának változásával együtt járó aggregáltsági változásokat,
- különböző méretű tájak fragmentációjának az összehasonlításánál a DIVISION index használata javasolt,
- míg a PLADJ, CLUMPY és AI pixel szinten aggregáltságot mérnek, az IJI a foltok keveredésének mértékét adja meg.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj támogatásával végeztem.

Irodalom

- BÁLDI A. 1998: Az ökológiai hálózatok elmélete: iránymutató a védett területek és az ökológiai folyosók tervezéséhez. *Állattani Közlemények* 83: 29–40.
- BENDER D.J., TISCHENDORF L., FAHRIG L. 2003: Using patch isolation metrics to predict animal movement in binary landscapes. *Landscape Ecology* 18: 17–39.
- BÍRÓ M., HORVÁTH F., BOLÓNI J., MOLNÁR ZS. 2010: Vegetációs adatbázisok és a Corine felszínborítási térkép szintézisének módszertani kérdései az Ipoly-vízgyűjtő növényzeti térképe kapcsán. *Tájökológiai Lapok* 8: 607–622.
- BOGAERT J., BARIMA Y.S.S. 2008: On the transferability of concepts and its significance for landscape ecology. *Journal of Mediterranean Ecology* 9: 35–39.
- BOGAERT J.A., MYNENI R.B., KNYAZIKHIN Y. 2002: A mathematical comment on the formulae for the Aggregation Index and the Shape Index. *Landscape Ecology* 17: 1–4.

- CSORBA P. 2008: Potential applications of landscape ecological patch-gradient maps in nature conservational landscape planning. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment* 2: 160–169.
- CSORBA P. 2005: Kistájaink tájökölógiai felszabdaltsága a településhálózat és a közlekedési infrastruktúra hatá-sára. *Földrajzi Értesítő* 54: 243–263.
- COHEN J. 1992: Statistical power analysis. *Current Directions in Psychological Science* 1: 98–101.
- DEMETER G. 2008: Measuring connectivity: A new approach for the geometrization of the landscape and for the enhancement of cost-effectiveness in landuse planning. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment* 3: 41–55.
- GIRVETZ E. H., THORNE J. H., BERRY A. M., JAEGER J. 2008: Integration of landscape fragmentation analysis into regional planning: A statewide multi-scale case study from California, USA. *Landscape and Urban Planning* 86: 205–218.
- HAI P. M., YAMAGUCHI Y. 2007: Characterizing the urban growth from 1975 to 2003 of Hanoi city using remote sensing and a spatial metric. *Forum Geografi* 21: 104–110.
- HE H. S., DEZONIA B. E., MLADENOFF D. J. 2000: An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology* 15: 591–601.
- JAEGER A. G. J. 2000: Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology* 15: 115–130.
- JENNES J. 2005: Repeating Shapes extension for ArcView. Jennes Enterprises, www.jennessent.com (letöltve: 2011. július)
- JORDÁN F., MAGURA T., TÓTHMÉRÉSZ B., VASAS V., KODÓBÓCZ V. 2007: Carabids (Coleoptera: Carabidae) in a forest patchwork: a connectivity analysis of the Bereg Plain landscape graph. *Landscape Ecology* 22: 1527–1539.
- KERÉNYI A. 2007: Tájvédelem. Pedellus Tankönyvkiadó. Debrecen.
- KEYMER J. E., MARQUET P. A., VELASCO-HERNÁNDEZ J. X., LEVIN, S. A. 2000: Extinction Thresholds and Metapopulation Persistence in Dynamic Landscapes. *The American Naturalist* 156: 478–494.
- LEITÃO A. B., MILLER J., AHERN J., MCGARIGAL K. 2006: Measuring Landscapes: A Planner's Handbook. Island Press.
- LEVINS R. 1969: Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* 15: 237–240.
- LI X., HE S. H., BU R., WEN Q., CHANG Y., HU Y., LI Y. 2005: The adequacy of different landscape metrics for various landscape patterns. *Pattern Recognition* 38: 2626–2638.
- LÓCZY D. 2002: Tájértékelés, földértékelés. *Studia Geographica Series. Dialóg Campus, Budapest-Pécs.*
- LÓCZY D. 2003: Lehetőségek a mezőgazdasági tájak mikroszerkezetének értékelésére. *Tájökölógiai Lapok* 1: 33–43.
- McARTHUR R. H., WILSON E. O. 1964: The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton.
- MCGARIGAL K., MARKS B. J. 1995: FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- MEZŐSI G., FEJES Cs. 2004: Tájmetria. In: Dövényi Z., Schweitzer F. szerk. Táj és környezet. MTA FKI, Budapest pp. 229–242.
- MEZŐSI G., BATA T. 2011: New results on landscape boundaries. *Acta Geographica Debrecina Landscape and Environment* 5: 1–10.
- PENN-BRESSEL G. 2005: Begrenzung der Landschaftszerschneidung bei der Planung von Verkehrswegen. *GAIA* 14: 130–134.
- RICOTTA C., CORONA P., MARCHETTI M. 2003: Beware of contagion! *Landscape and Urban Planning* 62: 173–177.
- RIITERS K. H., O'NEILL R. V. O., WICKHAM J. D., JONES D. 1996: A note on contagion indices for landscape analysis. *Landscape Ecology* 11: 197–202.
- SZABÓ SZ. 2009: Tájmetriai mérőszámok alkalmazási lehetőségeinek vizsgálata a tájanalízisben. Habilitációs értekezés, Debrecen, 107 p. http://landscape.geo.klte.hu/pdf/szszabo_habil.pdf (letöltve: 2011. július)
- SZABÓ SZ. 2010: A CLC50 és CLC2000 adatbázisok összehasonlítása tájmetriai módszerekkel. *Tájökölógiai Lapok* 8: 13–23.
- SZILASSI P. 2010: Térképi adatbázisok összehasonlításának javítása tájmetriai elemzések révén. In: Szilassi P., Henits L. (szerk.): Tájváltozás értékelési módszerei a XXI. században: Tudományos konferencia és műhelymunka tanulmányai, Szeged, SZTE TTK Természetföldrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, pp. 25–31.
- SZILASSI P., JORDÁN GY., KOVÁCS F., VAN ROMPAEY VAN DESSEL W. 2010: Investigating the link between soil quality and agricultural land use change. A case study in the lake Balaton catchment, Hungary. *Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences* 5: 61–70.

- UUEMAA E., ANTROP M., ROOSAARE J., MARJA R., MANDER Ü. 2009: Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research. *Living Reviews on Landscape Research* 3(1): <http://www.living-reviews.org/lrlr-2009-1> (letöltve: 2011 július)
- UUEMAA E., ROOSAARE J., OJA T., MANDER Ü. 2011: Analysing the spatial structure of the Estonian landscapes: which landscape metrics are the most suitable for comparing different landscapes? *Estonian Journal of Ecology* 60: 70–80.
- UUEMAA E., ROOSAARE J., MANDER Ü. 2005: Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments *Ecological Indicators* 5: 350–369.
- WU J. 2004: Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology* 19: 125–138.

NEIGHBOURHOOD RELATED LANDSCAPE METRICS – METHODOLOGICAL EVALUATION OF THE INDICES

Sz. SZABÓ

University of Debrecen, Department of Physical Geography and Geoinformation Systems
H-4032 Debrecen, Egyetem tér 1., e-mail: szabo.szilard@science.unideb.hu

Keywords: contagion, interspersation, landscape metrics, resolution, error

Abstract: This paper deals with the contagion type landscape metrics from the aspect of their values affected by the number of classes and resolution. In order to explore the meaning of the landscape indices and to follow their change with the increasing dispersal of the habitat patches, theoretical spatial patch patterns were created with the native resolution of 1 km. The effects of resolution was analysed with 100-250-500-1000 m cell size. Influence of class number was controlled by applying 2-3-4 classes. The aim was to present the values of these indices due to the different patterns with an easily understandable method. Secondary goal was to demonstrate the extent of the error when the applied resolution is appropriate. Results show that class number has significant effect on the calculated values as well as the resolution. According to these results we have to take into consideration that we get different aggregation or dispersal values during the analysis of the same area depending on the applied class number. Resolution has more dramatic effect: the half of the optimal grain size (in this case 500 m) provides questionable results. It calls the attention to the importance of the right grain size. Since the appropriate resolution is a not known number, it is reasonable to run several calculations in order to reach the potential minimal and/or maximal values of the given metrics.

TERMÉSZETVÉDELMI TERÜLET HIDROGEOGRÁFIAI VÁLTOZÁSVIZSGÁLATA TÉRINFORMATIKAI ALAPOKON, RÖVID ÉS HOSSZÚ IDŐTARTAMOK ÖSSZEHASONLÍTÁSÁVAL

KOVÁCS Ferenc

Szegedi Tudományegyetem TTIK, Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék
6722 Szeged, Egyetem utca 2-6. e-mail: kovacs@geo.u-szeged.hu

Kulcsszavak: vizes élőhely, monitoring, táji dinamika, klímaváltozás, szárazodás, távérzékelés, GIS

Összefoglalás: A vizes élőhelyek visszaszorulása a közelmúltban történt földrajzi folyamatok, antropogén eredetű tájváltozások meghatározó része. A klímaváltozás, mint a rendkívül változékony területet komoly károkkal fenyegető komplex földrajzi folyamat statisztikai és térbeli meghatározása meglehetősen nehéz feladat. Változási folyamatokat kell felismernünk és térben ábrázolnunk a változékonyság ismeretében. A szükséges monitoring jellegű értékelésben a 19. századtól rendelkezésre álló térképek mellett a távérzékelési alapadatok és módszerek könnyítették meg a környezeti állapot megőrzése szempontjából kulcsfontosságú tényezőnek, a víztartalomnak a vizsgálatát. A tér- és időbeli elemzésre koncentrálnó vizsgálat adatbázisát a térképek mellett a közepes méretarányú és szabadon elérhető LANDSAT TM és ETM+ műholdképek alkották a lehető legnagyobb időfelbontásban. Az egy hosszabb 130 évre vonatkozó, illetve egy rövidebb 4 éves időtartamot átölelő vizsgálatunk a szigorúan védett Felső-Kiskunsági tavak mintaterületen a földrajzi szempontból évtizedek óta aktuális, veszélyes szárazodás térképezése céljából készült. A térképi és távérzékelési adatok összehasonlításánál több olyan elem is előfordul, melyeket nehéz egyértelműen besorolni egy hosszú folyamatba. A kérdéses területek előfordulása miatt a degradációs folyamat megítélésénél egy optimista és egy pesszimista szemléletet adtunk meg. Az optimista esetben a kérdéses foltoknál mindig a kedvezőbb, vagyis a vizesebb meghatározással számoltunk (természetesen a pesszimista szemlélet ennek az ellentéte). Optimista eredményeink szerint csak 5,6% szenvedte el az ár- és belvízrendezés, a csapadécsökkenés hatásait, míg a pesszimista esetben ez akár 33,5% is lehet. A természetvédelmi tervezés, döntéshozás számára a folyamatosan gyűjthető adatokkal folytatódhat a monitoring, különös tekintettel a már általunk is alkalmazott nagyobb felbontású új szenzorokra (RapidEye).

Bevezetés

A vizes élőhelyek átalakulása

A 19–20. század egyik legfontosabb emberi hatása hazánkban a folyószabályozások és a hozzájuk kapcsolódó lecsapolások. Így nem csoda, ha Magyarországon a táji változások talán legfeltűnőbb folyamata az egyik legértékesebb és -produktívabb ökoszisztémáknak, a vizes élőhelyeknek a visszaszorulása, átalakulása. Számos tanulmány írja le részletesen, hogy a 18. század második felében még körülbelül 75%-ban természetközeli Alföldön a vízenyős térszínnek az ár- és belvízrendezés hatására az 1960-as évekre jelentősen visszaszorultak (SOMOGYI 2000). Az állandó, vagy időszakos vízborítás aránya az Alföldön ma alig több mint 2–3%, jóllehet ez a vízrendezések előtt még 30–35%, sőt mintaterületünkön a Solti-Lapályon 50% volt (TÓTH 2000). Több, európai területen is felhívták a figyelmet a vizes élőhelyek veszélyeztetettségére, gyors megszűnésére (DAWSON et al. 2003, CASTAÑEDA és HERRERO 2007).

Jellemző ez a mintaterületünket magába foglaló Duna menti síkságon is, ahol a Duna elöntései évről-évre biztosították az időnkénti vízpótlást, amely a csapadékkal és a talajvízzel kiegészítve, a geomorfológiai jellemzőknek is köszönhetően állóvizekben és mocsarakban gazdag, természetes szíkest eredményezett. A 18. században a nagy folyómenti

tájak még természetközeli állapotban maradtak, de a folyószabályozások következtében a folyami forrás a 19. század végétől kezdve teljesen elapadt, majd a tájátalakító ember a 20. század második felére a belvízrendezéssel tovább fokozta az amúgy is kevesebb víz gyors levezetését. A szikesek egyre gyakrabban maradhattak tartós vízborítás nélkül. Az emberi hatásra ekkortól megjelenő (másodlagos) szikesek területe napjainkban is tovább nőhet, mivel a melegedő és szárazodó klíma a természetes talajfolyamatokat a szikesedés és a sztyeppesedés felé tereli (RAKONCZAI és KOVÁCS 2006, CSORBA 2011).

Az 1980-as években felerősödő aridifikáció tovább rontotta a csapadék mennyiségétől jelentősen függő területek állapotát; a 20. század végére az „ex lege” védett szikes tavak 80%-a kiszáradt a Duna-Tisza közén és a tómedret jelentős mennyiségű növényzet foglalta el, a jellemző vegetációs zonáció felborult (IVÁNYOSI 1994, BOROSS és BIRÓ 1999, DAWSON et al. 2003, HOYK 2006). DAWSON et al. (2003) a csapadék és a potenciális evapotranspiráció különbségével modellezték a klímaváltozás hatását a vizes élőhelyek vízháztartására. A megmaradt vizes élőhelyek természetvédelmi értéke kiemelkedő, de nagyon érzékenyen reagálnak környezetük változásaira, ezért a – egyelőre meglehetősen hiányos – tér- és időbeli elemzések nélkülözhetetlen részei kell, hogy legyenek a döntéshozásnak, a tervezésnek; fontos elem a biomonitoring-rendszer működtetése (LTER program). A Ramsari Egyezmény óta tudjuk, hogy egy hatékony nemzetközi vizes élőhely leltárra van szükség, amely globális, regionális és nemzeti léptékben ad hiteles, szabványos, teljes adatokat (REBELO et al. 2009). Működésükhöz a távérzékelés és a térinformatika az egyik legalkalmasabb módszer (Természetvédelmi Információs Rendszer, National Wetland Inventory). A vizsgálatok nagyon fontosak, mivel a kedvezőtlen – akár irreverzibilis – folyamatok hatásai mindig gyorsabbak, mint a regeneráció (SZABÓ 2004).

A természetvédelem számára fontos a dinamika, hiszen egyes kezelések tervezésekor a „mozgásban lévő” életközösséget szeretnék „mozdítani” (MOLNÁR et al. 2008). Az esetleges helyreállítási folyamat tervezésében, a táji változatosság megtartásában a táji dinamika megértése sokat segíthet. A vízkészletben történt változások indokolják a tájátalakulás értékelését, amely komplex jellege miatt az egyik legnehezebb kutatási feladat és szintén folyamatos, objektív megfigyelésre alapul. Legfontosabb a térben megadott információ és a változás intenzitásának meghatározása. Földrajzi szempontból a vízborítottság, mint lokális sajátosság lehet az az uralkodó szerepű tájalkotó tényező (indikátor), melynek dinamikája kulcsfontosságú a felgyorsuló táji degradációs folyamatokban (1. ábra). Külön előnyös, ha az értékelés helyspecifikus módon történik. A megoldásként hangoztatott vízviSSzatartás – amelyek '90-es évek második felétől jellemzőek egyes tavaknál (pl. átereszek megszüntetése) – és vízpótlás önmagában kevés; alkalmazkodni kell (SCHRETT 2005)!

Az időszakos és állandó vizeknek az Alföldre jellemző csökkenését, eltűnését a Duna-Tisza közén fekvő szigorúan védett Felső-kiskunsági tavak területén értékeltük, ahol korábbi eredményeink szerint a terület 40%-át veszélyezteti a szárazodás (KOVÁCS 2006) (2. ábra). A mintegy 13.000 ha-os mintaterület 85%-a a Nemzeti Ökológiai Hálózat (Natura 2000) része, 2/3-a magterület, 1/2-e nemzeti park, de az emberi hatást jól érzékelteti, hogy a vizes foltok 50 m-es övezetének 1/3-a a CLC50 adatok szerint nem természetközeli felszín. A kukorica-, napraforgó- és lucernaföldek közvetlenül a vízpartig érnek, vagyis az ár- és belvízrendezés hatásain kívül számolni kell a fokozódó területhasználat következményeivel. Az összterület fele mesterséges-, vagy mezőgazdasági terület (főleg szántó), míg a terület 44%-át foglalják el a szikes tavak (4%), mocsarak (10%) és gyepek

(23%), illetve szikes felszínek (7%). Az 1882-es térképezés szerinti vizes élőhelyek helyén többségében ma is tó, gyeplő, vagy mocsár maradt, 14%-uk lett szántóföld vagy legelő.



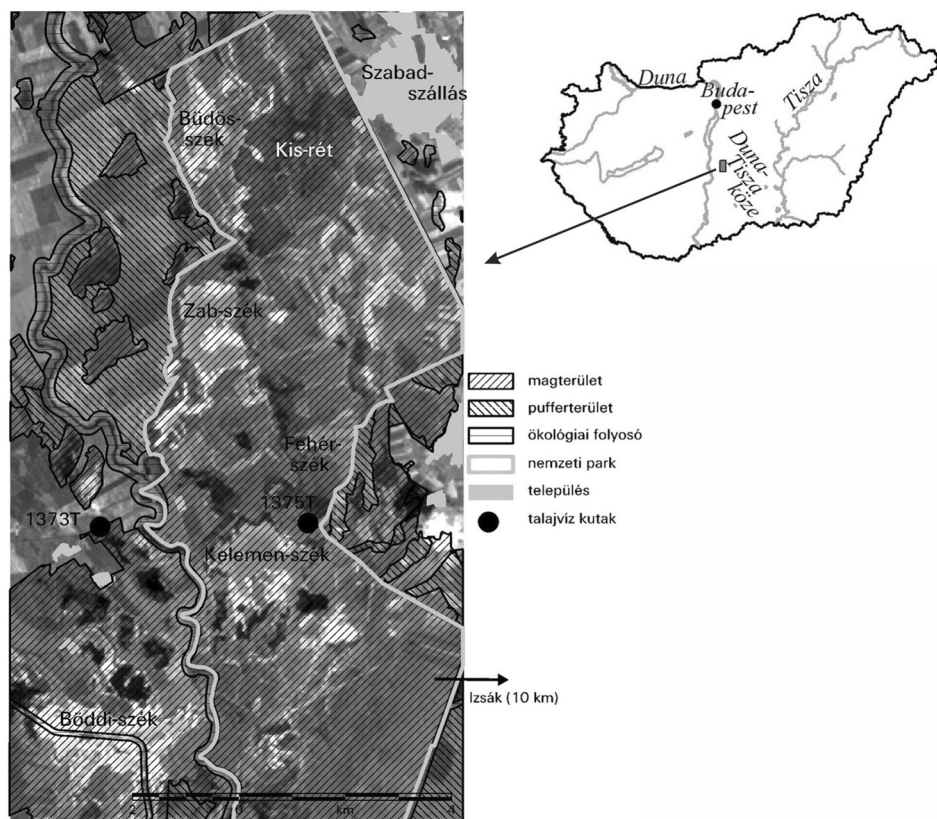
1. ábra Változó vízborítottság: Kelemen-szék (2005, 2006), Böddi-szék (2010, 2011)
Figure 1. Water cover differences: Kelemen-szék (2005, 2006), Böddi-szék (2010, 2011)

A vizes élőhelyeket veszélyeztető folyamatok

A szárazodás fontossága miatt szükséges az okok pontos megállapítása. A bizonytalanságot példázzák a Duna-Tisza köze-i talajvízszint süllyedéssel kapcsolatban készített elemzések: az egyik modell szerint az időjárás 15%-al, míg egy másik modell szerint 50%-al „felelős” a süllyedésért, sőt az emberi tényező szerepe a korábban beállított 50%-ról, mára 33%-ra csökkent (PÁLFAI 2010). Vagyis az elmúlt 25–30 évben megjelenő súlyos vízhiány a Duna-Tisza közén elsősorban a klímaváltozás földrajzi hatásainak köszönhető.

Az éghajlati vízhiány sokévi átlaga hazánkban a Duna-Tisza közén a legnagyobb (>300–350 mm). A hőmérséklet az evapotranspiráción keresztül fokozza a vízhiányt, márpedig az országos átlag szerint az 1991–2007-es időszakból 8 év az átlagtól melegebb és szárazabb, illetve 2000–2009 hazánkban a legmelegebb ismert 10 éves időszak volt (BIHARI et al. 2008, LAKATOS 2009).

Az elmúlt 80 évben előforduló rendkívüli aszályok fele az utóbbi 20 évben fordult elő (9 db év) és a mintaterület a legaszályosabb zóna peremén helyezkedik el. PÁLFAI (2011) szerint 1931–2000-es időszakhoz képest a Duna-Tisza közén az aszályhajlam napjainkig fokozódott, ami jól látható LADÁNYI (2010) Pálfa-féle aszályossági index értéksorán is.

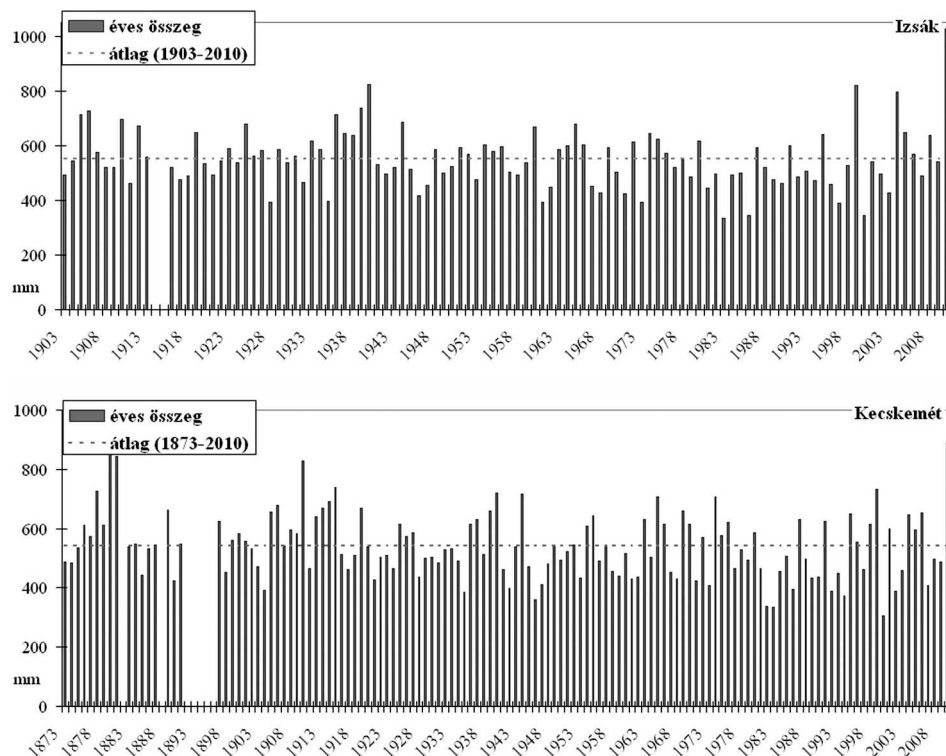


2. ábra A Felső-Kiskunsági tavak védett terület és környezete (háttér: LANDSAT TM)
 Figure 2. Felső-Kiskunság lakes protected area and its environment (background: LANDSAT TM)

A csapadéknál, mint a vízforrás kulcsparaméterénél a vizsgálatunkhoz hűen fontos a hosszabb adatsor vizsgálata, illetve az aktuálshoz közeli állapot megfigyelése. Az 1870-es évektől napjainkig is rendelkezésre álló, a mintaterülethez közeli adatok szerint (Izsák, Kalocsa, Kecskenét) (SZALAI et al 2011) az éves, a nyári félévi és a téli félévi csapadék-összeg értékeknél a változás jellege csökkenő (3. ábra).

Az éghajlati normálértéket adó 1961–1990-es időszak átlagai a 110–130 éves elemzéshez képest már 15–40 mm-el kevesebb értéket mutatnak (ami egy hónap csapadék-összege is lehet). De a szintén 30 éves, 1981–2010-es átlagértékek sem közelítik meg a hosszú időtartam 540–590 mm-es értékeit. A sokéves havi átlagértékekhez képest az utóbbi 30 évben – még az extrém csapadékos 2010. év adatait figyelembe vevő átlagok mellett is – januárban, áprilisban, augusztusban, szeptemberben, októberben, novemberben és decemberben is lényegesen kevesebb eső vagy hó eshet. Országos vizsgálatok szerint a tavaszi csapadékcsökkenés a legnagyobb mértékű. A vízutánpótlást biztosító téli félévben a hatból négy hónapban jelentős, 13–20%-os a csökkenés (februárban és

márciusban is csökkenést tapasztalhatunk, csak kisebb mértékben). Említésre méltó, nagyon kis növekedés csak júniusban figyelhető meg (ez az egyetlen hónap, ahol országosan enyhe növekedés jellemző).

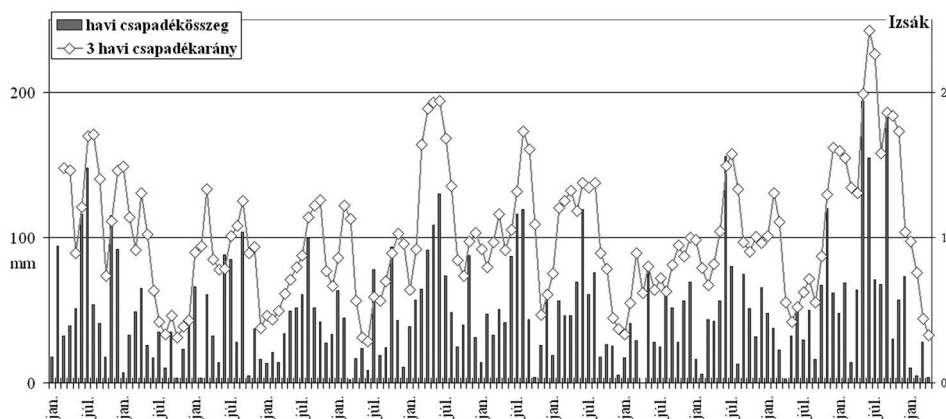


3. ábra Éves csapadékösszegek hosszú időtartamú alakulása a mintaterület környezetében (adatok: OMSZ, VITUKI)¹ (Izsák 2010. évi értékeit Soltvadkert állomás adataival pótoltuk)
 Figure 3. Long term changes of annual total precipitation on the environment of the sample area (data: OMSZ, VITUKI) (Izsák 2010 data complemented with measurements of Soltvadkert)

Az 1970-es évek második felétől két évtizeden át tartó csapadékszegény időszak után (a teljes adatsor három legkisebb értéke: 1983, 1986, 2000) a térségben az utóbbi 15 évben már csak 3–4 évben volt a normálértéknél 10%-al kevesebb csapadék. A mintaterületen 1977-től 2004-ig csak három évben volt az átlagot 10%-al meghaladó éves csapadékösszeg, míg az időszak felében a megszokottnál 10%-al, a negyedében 20%-al is kevesebb csapadék volt jellemző. Az 1999. évnél, a 2004–2006-os időszaknak, illetve 2010-nek köszönhetően az utóbbi 50 évre vonatkozóan nem jellemző a csökkenő trend jelleg (130 éve esett erre ennyi csapadék). 1999 és 2010. év kiemelkedő (van ahol az átlagérték duplája hullott le), de koncentrált csapadékvárterékei statisztikailag sok mindent kiegyenlíthetnek, de földrajzi hatásait tekintve egy-egy év nem szüntethet meg hosszabb folyamatokat. A vízhiány problémájára jellemző, hogy 1999 előtt és után is 3–4 száraz év

¹ A vízügyi állomásokon általában több csapadékmérő van, mint a közeli OMSZ állomásokon (PÁLFAI 2007).

figyelhető meg, illetve 2011. év első négy hónapjában is a megszokott csapadék csupán 1/3-a hullott le (4. ábra).



4. ábra Havi csapadéértékek és arányuk 1999 januártól 2011 áprilisig
(adatok: VITUKI) (2010-11. évi értéket Soltvadkert állomás adataival pótoltuk)

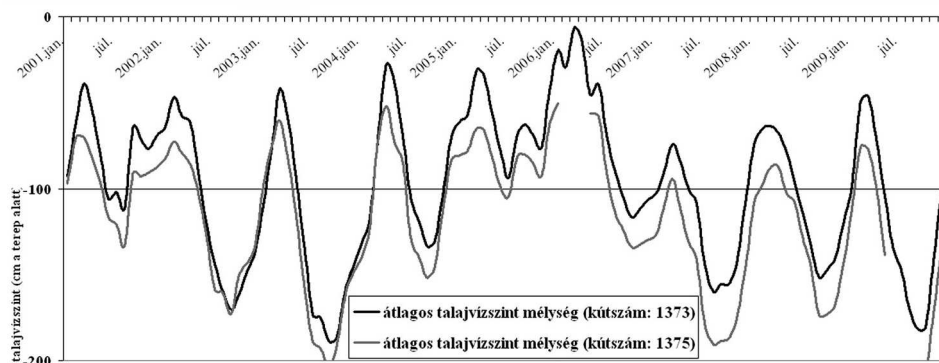
Figure 4. Monthly precipitation and ratios between Januar 1999 and April 2011
(data: VITUKI) (data from 2010-11. complemented with measurements of Soltvadkert)

Az utóbbi 11 év csapadéértékeinek részletesebb bemutatása segít a későbbi, nagy időfelbontású műholdképelemzés értelmezésében. A 3 havi csapadék összeg aránya a felvételezési hónap és azt megelőző két hónap csapadék összegének, valamint az 1903–2010 között azonos hónapokra mért csapadékatlag összegének az aránya. A visszatekintő index, vagy más néven megelőző index jól mutatja a fő vízutánpótlás és a felszíni vízmennyiség kapcsolatát. Látható, hogy az amúgy aszályos 2000. év nagy vízborításának az oka a képkészítést megelőző időszak folyamatos és magas csapadékaránya. Alapvetően rossz időszak a 2001. októbertől 2004. februárig, illetve 2006 szeptemberétől 2008 májusáig terjedő idő. 2004. márciustól 2006. szeptemberig, illetve 2009. novembertől 2011. januárig jó vízutánpótlással bíró hónapokat találunk.

Az elmúlt 30–35 évben az ezredforduló óta időszakosan tapasztalhattunk a tavak fennmaradása szempontjából kedvező, vízben gazdagabb időket. Elég csak arra gondolnunk, hogy az 1999. évi, illetve a 2011 januárjában elöntött területek a legbelvizesebb állapotokat mutatják mióta felmérés történik az országban (<http://www.vizugy.hu/print.php?webdokumentumid=280>). PÁLFAI (2007) szerint egyes területeken a 2004–2006. június közötti időszaknál csapadékosabb 2,5 éves időszak a mérések kezdete óta még nem fordult elő! Egy-egy kedvező állapot azonban nem tudja megállítani a kedvezőtlen folyamatokat, mert a klímaváltozás igazi földrajzi veszélye nem a jósolt 3–4 Celsius fokos melegedés, hanem az, hogy a pozitív visszacsatolások miatt a folyamat nem áll meg, évszázadokon át tovább gyorsul (KERÉNYI 2008). Hazánkban a melegedés nem lineáris, hanem gyorsuló jellegű (SZALAI és LAKATOS 2007).

A vízutánpótlásban szerepet játszó talajvíz szintjének változásával foglalkozó tanulmányok szerint a vízszint csökkenés elsősorban a Duna-Tisza köze homokhátsági, magasabb területein jellemző (RAKONCZAI 2006, LADÁNYI 2010, SZALAI 2011). Ez a folyamat a Duna menti síkságon már korántsem ilyen egyértelmű. Természetes, a csapadékmennyiséggel

összefüggő vízszintingadozás megfigyelhető, de határozott változás – jóllehet a magasabb helyzetű területekről érkező felszín alatti víz mennyisége csökken – nincs (5. ábra).



5. ábra Talajvízszint alakulása a mintaterületen 2001–2009 között (adatok: VITUKI)
Figure 5. Groundwater level changes between 2001–2009 (data: VITUKI)

SIMON (2010) szerint mintaterületünk tava a Kelemen-szék egy talajvíztükör típusú tó, mely kölcsönhatásban áll a 10 m-es mélységig előforduló felszínalatti vizekkel. A tó csak akkor töltődik fel vízzel, ha a talajvíztükör a felszín fölé emelkedik. Tavasszal a tó minden irányból vizet kap, míg késő nyáron és ősszel a talajvízszint csökkenésekor a kiáramlás válik uralkodóvá és a tó vizet veszít. A felszínalatti víz a csapadékkal egyenlő nagyságrendet mutat, azonban nagy különbség, hogy táplálóként és fogyasztóként egyaránt szerepelhet, így a szerepe éves viszonylatban másodlagos. A talajvíz eredetű táplálásban különleges szerepe lehet az Ágasegyházai-tavat tápláló csapadék és talajvíz eredetű, részben a Kolon-tó által közvetített hozzáfolyásnak, amit végül is a Kelemen-szék tó környezete csapolhat meg (SZÖNYI-MÁDL és TÓTH 2009).

Anyag és módszer

Adatgyűjtés és előfeldolgozás

A táji átalakulás meghatározó tényezőjének, a vizes területek kiterjedtségének alakulásában a legkorábbi, pontos térképi adatokból kiindulva az időnként rendelkezésre álló térbeli adatokat (topográfiai térképek, műholdképek) együttesen dolgozzuk fel. Az időszakonkénti állapotok közötti különbségek mértéke és az így kirajzolódó folyamat sebessége dönthet a változásról (1. táblázat). Egy hosszú időtartamú vizsgálatban a Duna-Tisza köze természetközeli-féltermészetes, vagyis referenciaállapotnak tartható, 1700-as évek végi felszínét legjobban az I. katonai térkép rekonstruálja. A felmérések pontossága miatt azonban csak az 1880-as évektől térképezhetünk és a megelőző 100 évet informáló jellegűnek értékeltük.

Az egyébként is ritka térképi adatok nem feltétlenül a mi szempontunkból érdekes időszak alapján mutatják az évszakosan eltérő tájat. A történeti térképeknél átlagos képet kapunk a területről, mivel 1859-es felvételezést megelőzően 1856–57-ben figyeltek meg

jelentős aszályt, míg az 1882. évi III. katonai felmérésig csak az 1863-as országos aszály említhető meg (RÉTHLY 1998). A meteorológiai adatsor szerint ekkor átlagot meghaladó csapadéértékeket találunk (3. ábra). 1959–60-ban a sokéves átlagnál is kevesebb volt az évi és téli félévi csapadék, míg az 1981–82-es idő egy több éves, átlag alatti időszak részeként figyelhető meg. Az aszály ugyan hozzátartozik a mintaterület klímájához, de a kiszáradási probléma akkor a legsúlyosabb, ha már a kora nyári időszakban sincs víz a területen. A vizes élőhelyek helyzete kritikusnak mondható, ha ez az optimális állapot is rossz képet mutat. A távérzékelési adatszerzés előnyeit kihasználva a mintaterület szempontjából az elvileg legkedvezőbb – legvízesebb – állapotokat elemeztük minden vizsgált év esetében, ezért lehetőség szerint júniusi felvételeket vettünk fel az adatsorunkba (1. táblázat). A tanulmány egyik újszerűsége ezen adatoknak az adott célú vizsgálathoz történő felhasználásában rejlik.

A kedvező időjárási körülményeknek és az U.S. Geological Survey (<http://glovis.usgs.gov>), illetve az SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék adattárának köszönhetően a hosszabb időtartamú változásvizsgálat keretében 1986 és 2011 között 10 időpontból álltak rendelkezésre LANDSAT TM és ETM+ multispektrális felvételek. A teljes adatsor – 13–15 állapot – alapján mintegy 220 év változásait is értékelhetjük, de lehetőség van a szárazodás szempontjából fontos utóbbi 30 év részletesebb elemzésére is.

A változásvizsgálatban az észlelések véges mintáján keresztül értékelünk, de a nem lineáris folyamatok miatt a múlt alapján nehéz megbecsülni a jövőbeni hatások mértékét; ezért egy folyamat akkor változik, ha a felvehető értéktartomány eltolódik (NOVÁKY 2003). Kérdés, hogy a változások jellege milyen, hiszen valamilyen szinten minden környezeti változó mutat például ciklikus ingadozást. A mély fekvésű tavak, mocsarak szezonálisan rendkívül változékonyak, ami a tényleges változások feltárását nehezíti (lásd. 1. ábra). A pontos változásvizsgálathoz nélkülözhetetlen változékonyság értékelését a nagy időfelbontással és nagyobb térbeli felbontással készülő elemzések teszik lehetővé (KOVÁCS 2009). A változékonyság mértékének ismerete befolyásolhatja a változásról kialakított véleményünket is, hiszen minél nagyobb egy foltra vonatkozó változékonyság, annál kérdésesebbé válik a változás. Egy-egy földrajzi jelenségre jellemző felvehető értéktartomány meghatározásához a szélsőséges helyzetek elemzése adhat támpontot. A klímaváltozás helyi hatásai között szerepel a rövid idő alatt lehulló csapadékok gyakoriságának, illetve az aszály megjelenési gyakoriságának a növekedése. Számolhatunk a meder gyors feltöltődésének, illetve a gyors és tartós kiszáradásának a lehetőségével is. Ezek alapján az időbeni analógia módszere szerint a közeljövőre nézve egy szélsőséges időszak nagy időfelbontású vizsgálata jó referenciaként alkalmazható. A 2000-ben, mint extrém évben megjelenő folyamatok a klímaváltozást figyelembe véve a közeljövőben jellemzőek lehetnek, ezért is térképeztük a változékonyságot ebben az időszakban. 1999. július és 2003. október közötti rövid időre 22 darab műholdfelvétel áll rendelkezésünkre (1. táblázat). A vizsgálat azért is érdekes, mert a hosszabb távon kedvezőtlen (szárazodó) időszakon belül egy rövidebb, csapadékos évekkel jellemezhető időköz hatása elemezhető.

1. táblázat A hosszú időtartamú és a nagy időfelbontású vizsgálat alapadatai

Table 1. Data of long term and large temporal resolution analysis

<i>Hosszú időtartamú változásvizsgálat</i>		<i>Nagy időfelbontású vizsgálat</i>
<i>térképek (méterarány)</i>	<i>műholdképek (szenzor)</i>	<i>műholdképek (szenzor)</i>
1783 (1:28.800)		
1859 (1:28.800)		
1882 (1:25.000)		
1960 (1:10.000)		
1982 (1:10.000)		
	1986 június (LANDSAT TM)	
	1994 június (LANDSAT TM)	
	1999 július (LANDSAT ETM+)	1999.júl.17. (LANDSAT ETM+) 1999.aug.09. (LANDSAT ETM+) 1999.okt.28. (LANDSAT ETM+)
	2000 június (LANDSAT TM)	2000.ápr.14. (LANDSAT TM) 2000.jún.08. (LANDSAT ETM+) 2000.júl.10. (LANDSAT ETM+) 2000.aug.11. (LANDSAT ETM+) 2000.aug.20. (LANDSAT ETM+) 2000.okt.14. (LANDSAT ETM+)
	2001 június (LANDSAT ETM+)	2001.márc.07. (LANDSAT ETM+) 2001.máj.03. (LANDSAT ETM+) 2001.jún.27. (LANDSAT ETM+) 2001.aug.30. (LANDSAT ETM)
	2002 június (LANDSAT ETM+)	2002.febr.22. (LANDSAT ETM) 2002.jún.23. (LANDSAT ETM) 2002.aug.26. (LANDSAT ETM)
		2003.márc.22. (LANDSAT ETM) 2003.ápr.14. (LANDSAT ETM) 2003.máj.16. (LANDSAT ETM) 2003.júl.20. (LANDSAT TM) 2003.szept.06. (LANDSAT TM) 2003.okt.15. (LANDSAT TM)
	2006 június (LANDSAT TM)	
	2007 június (LANDSAT TM)	
	2010 június (LANDSAT TM)	
	2011 június (RapidEye) 2011 július (LANDSAT TM)	

A multispektrális, 30 m-es geometriai felbontású LANDSAT képek maximum 1:50.000-es térképezést tesznek lehetővé. Referencia- és kiegészítő vizsgálatokra az 1979. évi, 80 m-es felbontású LANDSAT MSS képet, 2000. február 29-ei 1 m felbontású légifotókat és a 2011. évi 5 m-es RapidEye műholdképet használtuk fel, melyek alátámasztották eredményeinket. A geometriai korrekciót 1:50.000 és 1:10.000-es térképekkel, 0,5–0,9-es RMS hibával hajtottuk végre a radiometriailag korrigált képekre, vagy csak a mintaterületre vonatkozó kivágatot transzformáltuk át az ortokorrigált felvétel UTM vetületéből (Reproject funkció) <0,1 RMS mellett. A monitoring jellegű megfigyelést nehezítő paraméterek hatásait (atmoszférikus viszonyok, szenzorok, fenológiai fázisok, napmagasság) az egy felvételező műszer használatával, azonos felvételezési hónapok megfigyelésével, illetve nagyon sok és jó minőségű felvétel alkalmazásával próbáltuk csökkenteni.

A 19. század végén készített – geometriai szempontból legjobb történeti térkép – III. katonai felmérésen a pontatlanságot maximum 30 m-ben állapíthatjuk meg, ami elsősorban a nehezen megközelíthető, utaktól távolabbi mocsarakat érinti.

Vizsgálati módszerek

Több távérzékelési módszer alapján detektálhatunk változásokat: kivonhatjuk egyik képből a másikat vagy számolhatjuk a különböző időpontokban készült képek sávjainak arányát, vektorizált képi adatokat vagy klasszifikált műholdképeket hasonlíthatunk össze, illetve képi transzformációkkal is számolhatunk (KLEINOD et al. 2005).

A víztartalom mennyiségi és minőségi értékelésében, vizes élőhelyek megfigyelésében számos térinformatikai-távérzékelési alkalmazás, fejlesztés jellemző. A hazai módszertani tanulmányok közül megemlíthető RAKONCZAI et al. (2003) belvízfelméréssel kapcsolatos összehasonlító elemzése, KOLLÁR (2010) szegmentációra alapuló munkája, vagy BURAI et al. (2010) hiperspektrális és LIDAR felmérése. KLEINOD et al. (2005) is elsősorban módszert értékelnek a németországi vizes élőhelyek évtizedes, többféle adaton alapuló vegetációváltozásával kapcsolatban. A tavakra vonatkozó, hosszú és rövid időtartamú, áttekintő, térbeli értékelésekre példa KEVEINÉ és munkatársainak (2000) a Fehér-tóra, illetve DÖMÖTÖR-nek (2011) a Tihanyi Külső-tóra vonatkozó térképi-távérzékelési elemzése. Jelen dolgozat alapját képező korábbi munkák kevesebb adat és kevesebb összehasonlítás alapján figyelték meg a Felső-Kiskunsági tavakat (KOVÁCS 2006, KOVÁCS 2009). Hasonló módszerekkel detektáltak arid környezetben gyorsan degradálódó szikes, vizes élőhelyeket, illetve antropogén hatásra csökkenő tavakat és mocsarakat (CASTAÑEDA és HERRERO 2007, REBELO et al. 2009). Jellemző térinformatikai alkalmazás a Duna-Tisza köze-i tájváltozási elemzésekhez kötődő, a mintaterületen előforduló vizes élőhelyek megfigyelése (BIRÓ 2010, DÓKA et al. 2010).

A víztartalom a multispektrális képek infravörös tartományaiban jól lehatárolható, így automatikus osztályozást alkalmaztunk, ahol a kapott 30 osztályt vizuális értelmeztük. A mennyiségi, minőségi paraméterek megadására spektrális indexeket is használtunk, de mivel a képi adatokon nem reflektancia-, hanem digitális értékekkel (DN) dolgoztunk ezek szerepe kiegészítő volt.

A nedvességi kondíciókat elsősorban a wetness indexszel állapítottuk meg:

$$WI_{ETM+} = 0,263_{ETM1} + 0,214_{ETM2} + 0,093_{ETM3} + 0,066_{ETM4} - 0,763_{ETM5} - 0,539_{ETM7}$$

ahol: ETM1...ETM7: különböző hullámhossz tartományok.

A növényi fedettségét a normalizált vegetációs index segített meghatározni:

$$NDVI = (ETM4 - TM3) / (ETM4 + TM3)$$

Esetenként alkalmaztuk a vizes élőhelyek osztályozására létrehozott Water Mask indexet:

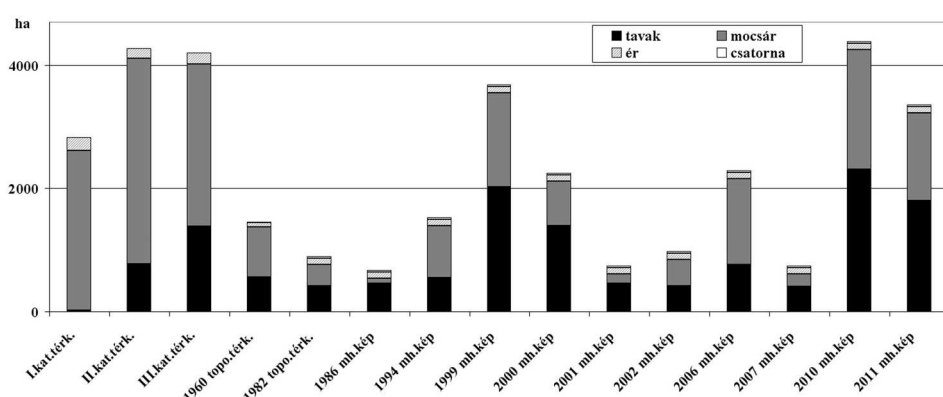
$$WM = ETM5 / ETM2.$$

A „nyílt víz és nagy víztartalmú terület“, „vizenyős terület“, „száraz felszín“ osztályokkal bíró térképeket összetett lekérdezések alapján hoztuk létre elsősorban az automatikus osztályozás, valamint a WI indexképek figyelembe vételével. Az említett osztályokat a topográfiai térképeken azok digitalizálása során a jelmagyarázatuk alapján azonosítottuk.

Eredmények

Hosszú időtartamú változás értékelése a Felső-Kiskunsági tavak területén

Az első pontos térképünk a III. katonai felmérés ugyan az árvíz-védekezési munkálatok megkezdése után körülbelül 8–10 évvel készült, de látva a hasonlóságot a II. katonai térképi értékekkel és ismerve az I. katonai térkép pontatlanságait egy természetközeli referenciaállapotnak tekinthetjük (6. ábra). Mintaterületünk 1/3-a vizes-vizenyős felszínborítást mutatott.



6. ábra Vizes élőhelyek hidrogeográfiai változása a 18. századtól napjainkig
Figure 6. Hydrogeographical changes of wetlands from 18th century to today

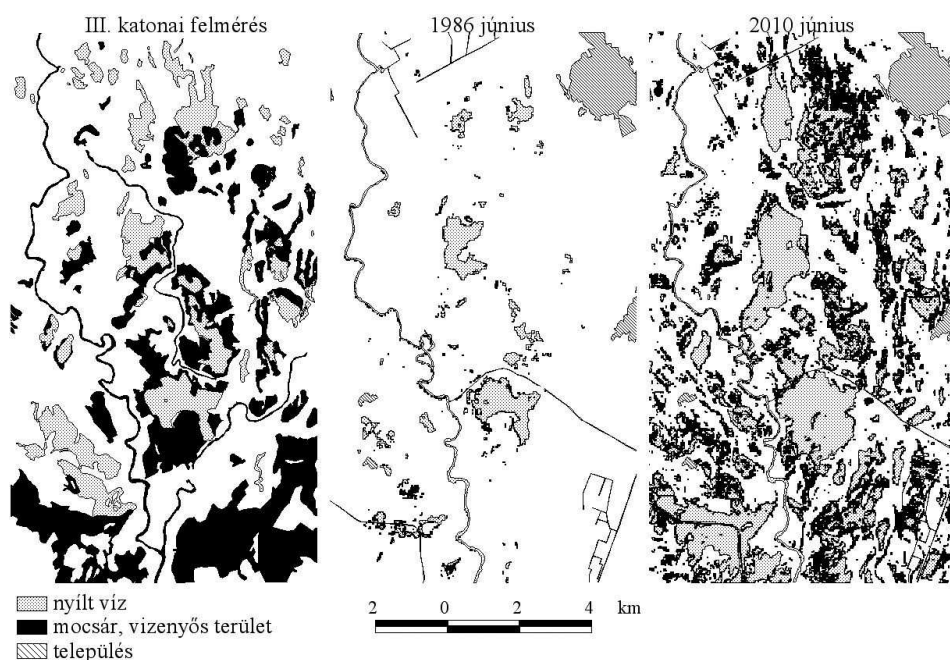
Az adatsoron jól látható, hogyan nehezíti egy változási folyamat felismerését a terület változékonysága. Megállapíthatunk évek közötti különbséget, de elég egy rövidebb kedvező időszak és a „semmiből” visszaállhat a régi rend.

A 19. sz.-tól kezdődő vízrendezésnek, majd a '70-es évek második felétől jellemző csapadékcsökkenésnek köszönhetően (3. ábra) a vizes élőhelyek legfeltűnőbb változása az 1880-as éveket követő 100 évben jellemző, amikor a vízben gazdag területek 84%-a eltűnt és az összterület csupán 5%-át nevezhettük vizenyősnek! A mocsarak kiterjedése ez időszak-

ban 96%-al redukálódott, míg a nyílt állóvizek területe 1960. évre 60%-al csökkent, majd lényegesen nem változott. A csapadéértékek alakulásában nem látható olyan mértékű csökkenés, ami ezt alátámasztaná. A diagramm szerint 1960-ra tapasztalt jelentős változást elsősorban az 1870-es években kezdődő ármentesítést követő 20. sz-i belvízrendezés hatásai idézik elő. 1994-ben az átlagot meghaladó hidrológiai félévi csapadéértékeknek köszönhetően főleg a vizenyős-mocsaras területek növekedtek; újra a 30 évvel korábbi értékek tapasztalhatók.

Igazán nagy mértékű a '90-es évek második felétől jelentkező csapadékos évek hatása, ami az 1999–2000, 2006, 2010–2011. évi adatokon jól látható. Az összes víztartalom kiterjedése a tavalyi és idei évekre már óriási, az eddig ismert elöntéseket meghaladó értékeket mutat. Talán még fontosabb, hogy a nyílt vízfelületek aránya nőtt; amellet, hogy 1999-ben és 2010-ben meghaladja az összes elöntés felét, a katonai térképnél, vagyis a referenciaértékeknél tapasztalt területek több mint másfélszeresét láthatjuk. 2010-ben hidrogeográfiai értelemben gyakorlatilag aktivizálódott a természetközeli állapot (7. ábra). A referenciaállapothoz hasonló vizes állapot az ármentesítés után, csupán az éghajlat alakulására jelent meg, igaz ehhez egy különösen extrém csapadékhelyzet és csapadékmennyiségre volt szükség. Megfigyelhető a tavak közötti vízforgalom, ami a '80-as évekre megszűnt illetve a Kelemen-szék, Zab-szék, Büdös-szék, Böddi-szék esetében a nyílt víz kiterjedése soha nem volt ekkora. Az egykor legnagyobb állóvízű Kis-rét mára elsősorban csak mocsaras.

A III. katonai felméréstől napjainkig vizsgált időpontok térbeli elemzése szerint a mintaterület fele potenciálisan vizes-vizenyős elöntés alá kerülhet.

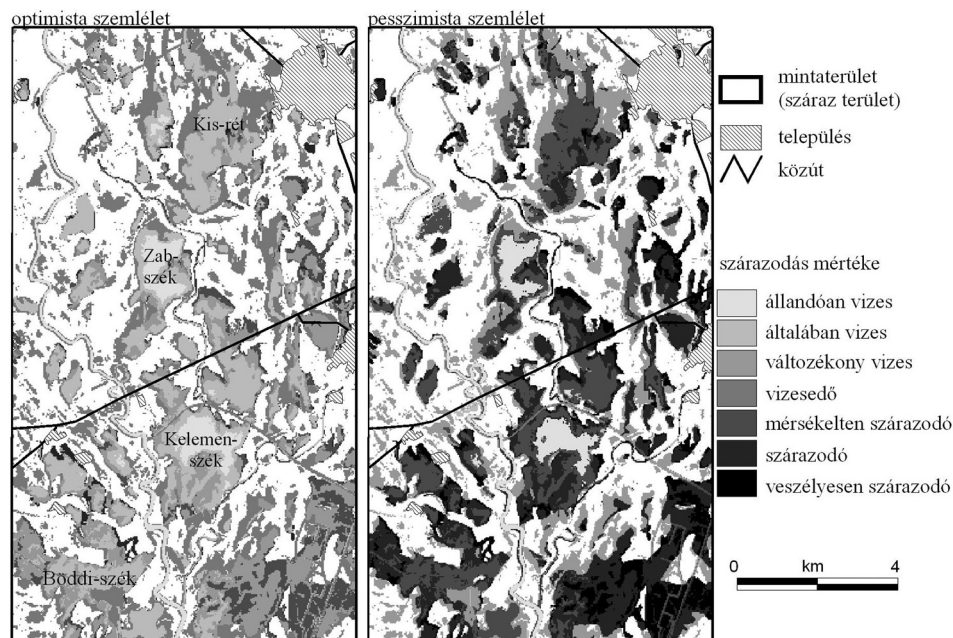


7. ábra Vizek és vizenyős területek térbelisége egy-egy jellegzetes időpontban
Figure 7. Spatial representation of wetlands in representative years

Ellenben az 1999–2000-es évek után, illetve a 2006. év nagy belvizeit követő években rövid idő alatt újra az 1980-as évek alacsony elöntés értékeit tapasztalhatjuk. Kellő víztánpótlás hiányában két év alatt, 2001-re a sok víz $\frac{3}{4}$ -e eltűnt és tartósan így is maradt. Különösen feltűnő a 2006–2007 közötti különbség, amikor a kedvezőtlen csapadékviszonyok miatt egy év alatt a nyílt vizek körülbelül 50%-a, a mocsaras részek 85%-a szűnt meg. Jól látható, hogy egy-egy kedvezőbb év hatása nem elég a '70-es évek óta tartó kedvezőtlen, trendszerű folyamatok megszüntetésére; ezt Hoyk (2006) is tapasztalta a Szapann-széken. Az idei 2011-es vízenyős értékek is a megelőző év rekordnagyságú csapadékanak köszönhetők, bár a nyílt vizek $\frac{1}{5}$ -e és a mocsaras területek $\frac{1}{4}$ -e is felszáradt 2011 első félévi esőtlen időszaka miatt (igaz még így is megközelíti 1999 rekordértékeit).

A monitoring szerint egy, a csapadékosabb időben időszakosan aktivizálódó, de egyébként kiszáradó terület prognosztizálható a Felső-Kiskunsági tavaknál.

A sok időpont és a különbségek jellege miatt a legfőbb problémának a szárazodás előfordulásának, vagy mértékének a kérdése a térbeli elemzésben több nehézségbe is ütközik (8. ábra).



8. ábra A szárazodás térbelisége optimista és pesszimista szemlélet szerint

Figure 8. Spatial representation of aridification by optimistic and pessimistic approach

Az 1882. és az 1962. évek alapján megadott referenciaállapothoz viszonyítva a napjainkig tartó megfigyelésben több olyan elem is előfordul, melyeket nehéz egyértelműen besorolni egy hosszú folyamatba (pl. a felszín egyszer nyílt vizes, másszor csak vízenyős vagy száraz). A 8. ábra kategóriái közül az „állandóan vizes” területek a 130 éves időtartamban mindig vizes-vízenyős foltok voltak. „Általában vizes”-ek az átlagos csapadékos évek szerint lehatárolt foltok, míg a csak nagyvizek által elöntött rész a „változékony vizes”. A „mérsékelten szárazodó” kategória az egykori állóvizek mára elmocsarasodott

részeit, illetve a mára kiszáradt egykori mocsarakat gyűjti egybe, valamint ide sorolhatók azok az egykori vizek, amelyek mára csak a nagy elöntéseknél kerültek víz alá. A „szárazodó” osztályba az utóbbi évtizedekben általában szárazon maradó régi vizes-vizenyős foltok kerültek. „Veszélyesen szárazodó” az a terület, amely egykoron vizes volt, de a '80-as évek óta már nem az. Ellentétes folyamatot mutat a „vizesedő” kategória, ahol régen száraz, de ma már vizes felszíneket találunk. A degradációs folyamat megítélésénél – különösen a kérdéses területeknél – két eredményt, egy optimista és egy pesszimista szemléletet adtunk meg. Az optimista esetben a kérdéses foltoknál (pl. „változékony vizes” és „mérsékelten szárazodó” kategóriák közötti átfedések) mindig a kedvezőbb, vagyis a vizesebb meghatározással számoltunk, míg a pesszimista szemlélet szerint a kedvezőtlenebb szárazabb állapotot vettük alapul.

Meghatározásunk alapján a közel 130 éves adatsorban a pesszimista szemlélet szerint a terület 33,5%-a szárazodik, míg az optimista szemléletnél ez 6,5%. A jobb esetben nincs is veszélyesen szárazodó felszínünk, de ha a rosszabb forgatókönyvet vesszük alapul akkor a területünk 6,3%-a ilyen, valamint 15,5% a szárazodó kategóriában fekszik. Újabb eredményeink kedvezőbbek, annak ismeretében, hogy az 1882–2002 közötti felméréseket felhasználva még a mintaterület 40%-át nyilvánítottuk az aridifikáció által veszélyeztetettnek (KOVÁCS 2006).

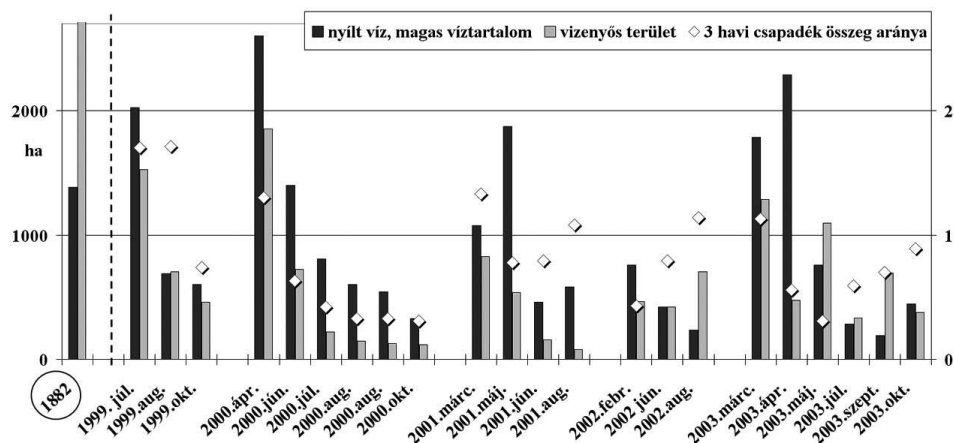
Az egykor nagyobb kiterjedésű vizek, mint a Kis-rét, illetve a Kelemen- és Zab-székét is összekötő Fehér-szék veszélyeztetettségének lehatárolása azért is fontos, mert egy-egy tó eltűnése sérti az ökológiai hálózatot. Ökológiai folyosók szűnnek meg a vizes kapcsolatok kiszáradásával. Négy nagyobb vizes folt kivételével valamennyi egykori tó megszűnt mind állóvíz (ráadásul a Böddi-székét a '80-as térképen sem jelölik tónak).

Változékonyság – nagy időfelbontású vizsgálat

A vízforgalom- és a változásvizsgálat miatt is fontos rövid időszakot korábbi tanulmányunkhoz képest (KOVÁCS 2009) bővítettük és pontosítottuk. A 9. ábra jól mutatja; alapvetően a csapadék jelenti a fő vízutánpótlást. A 3 havi csapadék összeg arány visszatekintő index alacsonyabb értékei megmagyarázzák az év során csökkenő vízmennyiséget (pl. 2000), vagy a nyáron is növekvő nyílt vizes-mocsaras felületeket (pl. 2001, 2002, 2003). 2002. év kivételével rendkívüli változékonyság jellemzi a területet; még az alapvetően száraz évnak tartott 2003-ban is az őszi értékek háromszorosa jellemző tavasszal. 2003-ban egy őszi csapadékos hónap is elég volt arra, hogy több, mint 200 ha nyílt víz jelenjen meg a felszínen. 1999–2003 időszak alapján a minimális és maximális elöntéseket tekintve átlagosan 2225 ha-t, vagyis a terület körülbelül 1/6-át érinti az éves vízforgalom.

Klasszikus vízforgalom figyelhető meg az időbeli analógiát tekintve referenciaévnak megadott, belvíz és aszály szempontjából is jelentős 2000-ben. A maximális víztartalomnál a mintaterület több, mint 1/3-a elöntés alatt áll. A meteorológiai tényezőknek köszönhetően az áprilisi értékek rövid idő alatt lecsökkentek (ez évben a havi középhőmérsékletek ¾-e átlag feletti volt). Júniusra fele akkora kiterjedés jellemző, majd júliusra ez az érték is megfeleződik és végül október a pár hónappal korábbi maximális elöntési területek csupán 10%-át mutatja. Körülbelül 4000 ha vizes felület tűnt el április és október között vagyis több mint 22 ha/nap-os az átlagos csökkenés. Ez, egy sekély, például 30 cm-es

átlagmélységgel számolva 120.000 m³ víz elpárolgását, elszivárgását feltételezi! Ez sokkal nagyobb, mint a területről eddig ismert, egy évre vonatkozó vízhiány vagy -többlet. A táj mozaikossága azt a reményt kelti, hogy a szárazodási folyamatok nem irreverzibilisek; a Kelemen-szék és a Zab-szék között felszíni vizes kapcsolat éledt újjá.

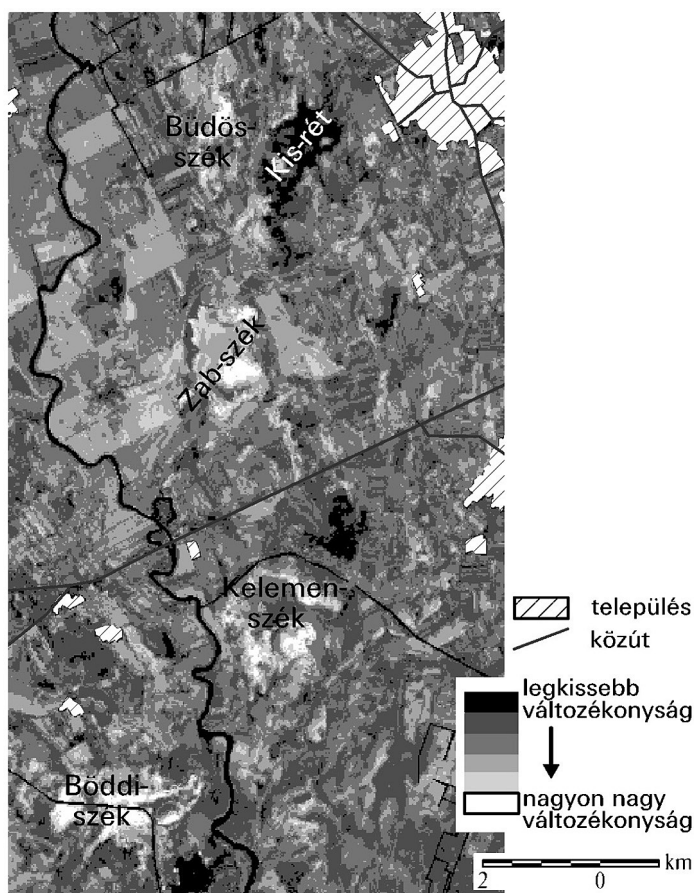


9. ábra Vizes felszínek kiterjedése és a csapadék kapcsolata
(az 1882. évi adatok információ jellegű referenciaértékek)
Figure 9. Relationship between wet surfaces and the precipitation
(1882 shows only information values)

Ennek ellenére több egyéb jellemző is alátámasztja a változásnál tapasztalt, alapvetően csökkenő jellegű trendet. 2000. II. félévé, valamint az előző fejezetekben említett 2001. októbertől 2004. februárig tartó csapadékszegény idő miatt hiába találunk 2001. májusában, illetve 2003. áprilisában sok vizet, ez másfél hónap alatt, kora nyárra már 1/3–1/4-ére csökken. A 2001. évi júniusi felvételen a kedvező csapadékkal bíró első félév ellenére is csak az egy évvel korábbi előntés negyedét találjuk és 2002. évben ugyanekkor is csak az ideiglenes mocsarak területe nagyobb. A késő nyári-őszi időben még a csapadékos 1999-ben is csak az ideiglenes vizenyős térszíneknél van lényeges különbség, mert a nyílt vízfelület értékek csak kicsit magasabbak a rákövetkező 2000, 2001 éveknél. 2002–2003-ban tovább csökken a nyílt víz, viszont megnő az ideiglenes előntés.

Az 1999–2003 közötti időszak térbelisége alapján a terület 22%-a víztartalom szempontjából változékony, igaz ennek döntő hányada közepes mértékű (10. ábra). Az ábrán alapján jól lehatárolhatók a világosabb, azaz az időszakosan előntött területek.

Változáselemzés esetén fontosak azok a területek, amelyek a változékonyaságértékelés szempontjából stabilak. A változékony területeken nehezebb pontos változást regisztrálni, illetve veszélyesebb lehet egy folyamat, ha az állandóbb jelenségeket is veszélyeztet. A hosszú időtartamú elemzésben lehatárolt optimista, illetve pesszimista szemléletű eredményeket pontosítottuk a változékonyaság térbeli eredményeivel és csak a kis változékonyasággal bíró foltokon előforduló eredményeket hagytuk meg (11. ábra).



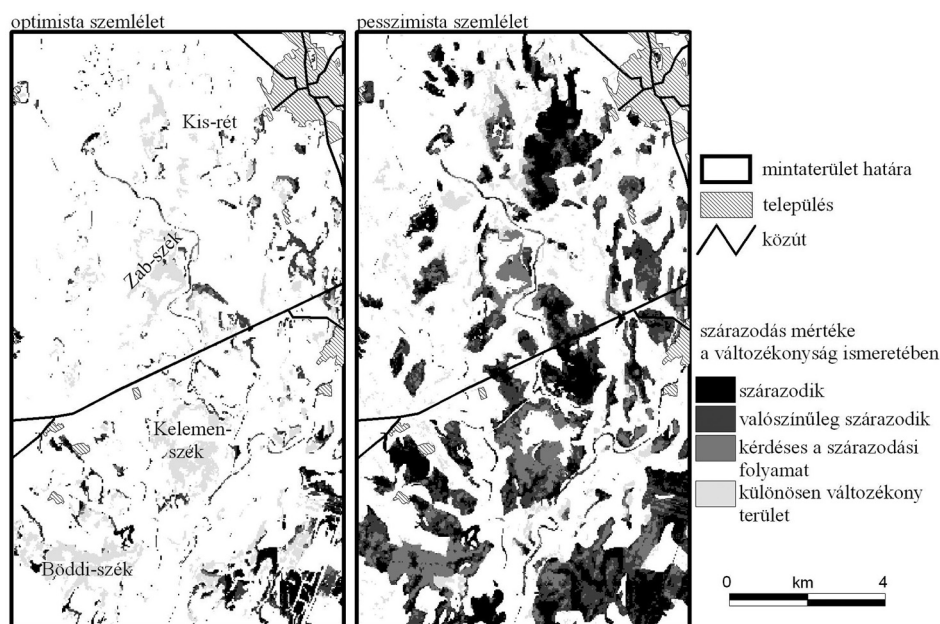
10. ábra A víztartalom változékonysága 1999–2003 alapján
 Figure 10. Instability of surface wetness between 1999 and 2003

A pontosabb térkép szerint a pesszimista szemlélet 33,5%-os szárazodási értéke 24,7%-ra csökkent. Így a mintaterület 20%-a maradna vizes élőhely. Az optimista szemlélet szerint megállapított 6,5%-os értéket 5,6%-ra redukálódott. A Kis-rét, a Zab-szék déli része, a Fehér szék, a Kelemen-szék északi és déli környezete, a Kő-halomi-szék, a Bóddi-szék és északi környezete különösen veszélyeztetett területek.

Az eredmény 11. ábrát látva megfogalmazódik a kérdés, melyik szemlélet mutathatja a valós folyamatokat? A hosszú időtartamú megfigyelésben látható kisebb elöntés adatok, illetve a nagyvizek utáni gyors kiszáradási folyamat mellett biztos, hogy a tavak az optimista véleménynél nagyobb veszélyben vannak. A terület délnyugati, délkeleti és keleti részén, illetve a Zab-szék környezetében még a legkedvezőbb kép is problémákat jelez. A pesszimista kép ellenben nem tükrözi azt az utóbbi pár évben látható kedvező képet, amit a sok csapadék esetén tapasztalhattunk. A csapadék és hidrogeográfia kapcsolatát látva, valamint a dolgozat első felében részletezett klimatológiai csökkenő trendet és a környezetben tapasztalt földrajzi folyamatokat ismerve elsősorban a pesszimista vélemény alkalmazhatósága a valószínűbb.

Összefoglalás

A „fenyegető” klímaváltozás földfelszínen tapasztalható hatásait illetően a borúlátó jóslatok általában hatásosabb eszközt adnak a média vagy a döntéshozás kezébe. A dolgozatban jellemzett felszíni víz, mint kulcsindikátor igazolja a pesszimista, borúlátó előretekintést is. Véleményünk szerint hiba lenne ha ezen a rendkívül változékony mintaterületen csak egy álláspontot fogadnánk el, ami ennek a tájalkotó tényezőnek az objektív értékeléséből is kiderül. Teljesen egyértelmű képet nem is, de egyfajta keretet adunk a tájváltozást illetően. A rendkívül változékony élőhelyek, szikes tavak nagy területű folyamatos térképezése a terepi viszonyok miatt csak távérzékelési módszerekkel oldható meg.



11. ábra A szárazodás térbelisége a változékonyág ismeretében
Figure 11. Spatial representation of aridification in view of instability

A jelenlegi átalakulások statisztikus elemzéséből kirajzolódó trendek nem biztos, hogy jövőre is érvényesek, de térben is be lehet határolni a problémát ezért az objektív természetvédelmi tervezésnek is a nagy időfelbontású monitoring vizsgálatokra alapuló változásértékelés ajánlható. A szárazodó Alföldön az időnkénti változékonyági térképezéssel határozhatjuk meg a változáselemzésben is fontos vízszintváltozásra vonatkozó értéktartomány esetleges eltolódását.

A szárazabb 1980-as évek után a '90-es évek végétől jelentkező csapadékosabb évek hatása mindenképpen kedvező, de a pozitív hatása nem általános. Az egykori vizes területek nagy része a csapadék hatására is csak részben és rövid időre képes újraéledni. Így a jelenlegi változást tekintve is igazodhatunk korábbi megállapításainkhoz, miszerint az egykori tartós vízborítás helyett a jövőben egy a csapadékosabb időben, időszakosan aktivizálódó terület prognosztizálható.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást az OTKA támogatja (PD 78349).

Irodalom

- BIHARI Z., LAKATOS M., SZALAI S., SZENTIMREY T. 2008: Magyarország néhány éghajlati jellemzője a 2005–2007-es időszakban. OMSZ. Budapest. p.16. www.met.hu/eghajlat/Magyarország/altalanos_jellemzes
- BIRÓ M. 2010: Élőhelytérkép rekonstrukciók módszertani kérdései. In: SZILASSI P., HENITS L. (szerk.): A tájváltozás értékelési módszerei a XXI. században. Földrajzi Tanulmányok V. SZTE TTK TFGT: 63–106.
- BOROSS E., BIRÓ Cs. 1999: A Duna-Tisza közti szikes tavak ökológiai állapotváltozásai a XVIII–XX. századok időszakában. Acta Biologica Debrecina Supplementum oecologica hungarica 9: 81–105.
- BURAI P., LÉNÁRT Cs., ENYEDI P., TOMOR T. 2010: Légi szenzorok alkalmazása a vizes élőhelyek térképezésében. In: LÓKI J., DEMETER G. (szerk.): Elmélet és gyakorlat találkozása a térinformatikában. Debrecen: 161–167.
- CASTAÑEDA C., HERRERO J. 2007: Assessing the degradation of saline wetlands in an arid agricultural region in Spain. CATENA 72(2): 205–213.
- CSORBA P. 2011: Az Alföld tájváltozásának tendenciái. In: RAKONCZAI J. (szerk.): Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány kötetei 7. Békéscsaba, pp. 149–158.
- DAWSON P.D., PAM M.B., KAMPA, E. 2003: Climate change impacts on freshwater wetland habitats. Journal for Nature Conservation 11: 25–30.
- DÓKA R., ALEKSA R., KÖHALMI F., KEVEINÉ BÁRÁNY I. 2010: A tájváltozások és a társadalmi-gazdasági viszonyok alakulásának összefüggései a Duna-Tisza köze középső részén. In: SZILASSI P., HENITS L. (szerk.): A tájváltozás értékelési módszerei a XXI. században. Földrajzi Tanulmányok V. SZTE TFGT: 159–179.
- DÖMÖTÖR D. 2011: A Tihanyi-félsziget Külső-tavának hosszú idejű vízszintváltozásainak elemzése távérzékelt állományok retrospektív elemzésével. RS&GIS 1.sz. www.rsgis.eu/index.php/component/content/article/137
- HOYK E. 2006: A szárazodás hatása a vegetáció alakulására homokhátsági szikes tavak példáján. In: KISS A., MEZŐSI G., SÜMEGHY Z. (szerk.): Táj, környezet és társadalom. SZTE, Szeged, pp. 293–303.
- IVÁNYOSI Sz. A. 1994: A Duna-Tisza közti hátságon bekövetkezett talajvízszintsüllyedés hatása természetvédelmi területeinkre. In: PÁLFAI I. (szerk.): A Duna-Tisza közti hátság vízgazdálkodási problémái. Nagyalföld Alapítvány, Békéscsaba, pp. 77–87.
- KERÉNYI A. 2008: Éghajlatváltozás: múlt, jelen, jövő. Földrajzi Közlemények 132: 419–431.
- KEVEINÉ BÁRÁNY I., MUCSI L., TIMÁR B. 2000: A szegedi Fehér-tó állapotváltozásai. In: FRISNYAK S. (szerk.): Az Alföld történeti földrajza, Nyíregyháza, pp. 53–66.
- KLEINOD K., WISSEN M., BOCK M. 2005: Detecting vegetation changes in a wetland area in Northern Germany using earth observation and geodata. Journal for Nature Conservation 13: 115–125.
- KOLLÁR Sz. 2010: Az objektum alapú képosztályozás és a vizes élőhelyek kutatása. Geodézia és Kartográfia 62: 32–51.
- KOVÁCS F. 2006: Tájváltozások értékelése geoinformatikai módszerekkel a Duna-Tisza közén különös tekintettel a szárazodás problémájára. Doktori (Ph.D.) értekezés, SZTE TFGT, Szeged.
- KOVÁCS F. 2009: Változékonyság értékelése vizes élőhelyeken-műholdképek alapján. Hidrológiai Közöny 89: 57–71.
- LADÁNYI Zs. 2010: Tájváltozások értékelése a Duna-Tisza közti Homokhátság egy környezet- és klímáérzékeny kistáján, az Illancson. Doktori (PhD) értekezés. SZTE TFGT, Szeged.
- LAKATOS M. 2009: 2000–2009 a legmelegebb 10 év. Web dokumentum: www.met.hu/pages/2000-2009_legmelegebb_evtized.php
- MÁDL-SZÖNYI J., TÓTH J. 2009: A hydrogeological type section for the Duna-Tisza Interfluve, Hungary. Hydrogeology Journal 17: 961–980.
- MOLNÁR Zs., FEKETE G., BIRÓ M., KUN A. 2008: A Duna-Tisza közti homoki sztyepprétek történeti tájökölógiai jellemzése. In: KRÖEL-DULAY Gy., KALAPOS T., MOJZES A. (szerk.): Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 39–56.
- NOVÁKY B. 2003: Éghajlat és víz: bizonyosságok és bizonytalanságok. Vízügyi Közlemények 85: 536–546.
- PÁLFAI I. 2007: Szélsőségesen nedves vízháztartási helyzet a Tiszántúl DK-i részén 2006-ban. Hidrológiai Közöny 87: 62–64.
- PÁLFAI I. 2010: A Duna-Tisza közti hátság vízháztartási sajátosságai. Hidrológiai Közöny 90: 40–44.

- PÁLFAI I. 2011: Aszályos évek az Alföldön 1931–2010 között. In: RAKONCZAI J. (szerk.): Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány kötetei 7: 87–96.
- RAKONCZAI J. 2006: A globális változások hatásai a Duna-Tisza köze vízháztartására. In.: KERTÉSZ Á., DÖVÉNYI Z., KOCSIS K. (szerk.) A III. Magyar Földrajzi Konferencia közleményei. CD kiadvány. MTA FKI, Budapest. p.8. <http://geography.hu/mfk2006/pdf/Rakonczai%20J%E1nos.pdf>
- RAKONCZAI J., CSATÓ SZ., MUCSI L., KOVÁCS F., SZATMÁRI J. 2003: Az 1999. és 2000. évi alföldi belvív-elöntések kiértékelésének gyakorlati tapasztalatai. Vízügyi Közlemények, 1998–2001. évi árvízi füzetek. 4: 317–336.
- RAKONCZAI J., KOVÁCS F. 2006: A padkás erózió folyamata és mérése az Alföldön. Agrokémia és Talajtan 55: 329–346.
- REBELO L.-M., FINLAYSON C.M., NAGABHATLA N. 2009: Remote sensing and GIS for wetland inventory, mapping and change analysis. Journal of Environmental Management 90: 2144–2153.
- RÉTHLY A. 1998: Időjárási események és elemi csapások Magyarországon 1801–1900-ig. I. kötet. OMSZ, Budapest.
- SCHRETT A. 2005: Vízhíány okozta élőhelyváltozások a Kiskunsági-homokháton. ÖKO 1-2: 100–119.
- SIMON SZ. 2010: Characterization of groundwater and lake interaction in saline environment, at Kelemen-szék lake, Danube-Tisza Interfluvium, Hungary. PhD dissertation, ELTE Budapest.
- SOMOGYI S. (szerk.) 2000: A XIX. századi folyószabályozások és ármentesítések földrajzi és ökológiai hatásai. MTA FKI, Budapest.
- SZABÓ M. 2004: Természetközeli élőhelyek változása a Szigetközben a Duna elterelését követően: állapotfelmérés és előrejelzés. In.: DÖVÉNYI Z., SCHWEITZER F. (szerk.): Táj és környezet. MTA FKI, Budapest, pp. 45–63.
- SZALAI J. 2011: Talajvízszint-változások az Alföldön. In: RAKONCZAI J. (szerk.): Környezeti változások és az Alföld. Nagyalföld Alapítvány kötetei 7: 97–110.
- SZALAI S., LAKATOS M. 2007: Éghajlatváltozás, éghajlati érzékenység. Hidrológiai Közöny 87: 29–32.
- TÓTH A. 2000: A víz tájformáló szerepe az Alföldön. In: Pálfa I. (szerk.): A víz szerepe és jelentősége az Alföldön. A Nagyalföld Alapítvány kötetei 6. Békéscsaba, pp. 46–50.

Önálló web hivatkozások:

<http://geo.kvvm.hu/tir>

<http://glovis.usgs.gov/>

<http://www.fws.gov/wetlands/>

<http://www.lter-hu.hu/index.html>

<http://www.vizugy.hu/print.php?webdokumentumid=280>

GIS ASSESSMENT OF HIDROGEOGRAPHICAL CHANGES OF NATURE CONSERVATION AREA
WITH COMPARISON OF SHORT AND LONG TERM ANALYSIS

F. KOVÁCS

University of Szeged, Department of Physical Geography and Geoinformatics
H-6722 Szeged, Egyetem utca 2–6., e-mail: kovacs@geo.u-szeged.hu

Keywords: wetland, monitoring, landscape dynamics, climate change, aridification, remote sensing, GIS

Abstract: The most significant landscape forming factors in the Great Hungarian Plain are humans and water. Before the regulation of the waterways one quarter of the present-day territory of Hungary belonged to the complex network of periodically or permanently inundated flood plains, marshes and swamps. Owing to human activities and the climatic changes observed in the last decades, processes that indicate landscape change have occurred in the Great Hungarian Plain. Loss of wetlands is a major process of landscape change.

Wetlands are sensitive and endangered areas, that is why suitable methods should be developed. Decrease of wetlands is a determinative part of landscape changes by means of antropogen factor. Remote sensing data and methods are irreparable tools to monitoring this prominent conservation objects. Assessment of long term changes and instability with high temporal resolution LANDSAT multispectral images could help to objective assessment. We mapped our sodic lakes sample area (Felső-Kiskunság lakes) with long term (130 years) and short term (4 years) survey to determine the hazardous aridification process. The spatial and statistical evaluation in the very variable sample area is a difficult challenge, what also prove the results. According to favourable aspect only 5.6% of sample area sustain the effects of river regulation and decreasing of precipitation, but this also would be in unfavourable case 33.5%.

ÖKOLÓGIAI SZEMLÉLETŰ GYÜMÖLCSTERMESZTÉS – VÁLTOZÓ TERMESZTŐ KÖRZETEKBE

SURÁNYI Dezső

Ceglédi Gyümölcstermesztési Kutató-Fejlesztő Intézet Non-Profit Kft.

Kulcsszavak: vadon termő és meghonosodott gyümölcsfajok, gyümölcstermesztő tájak, tájtermesztés

Összefoglalás: A Kárpát-medencében kedvező természeti és ökológiai tényezők alakítják a sokszínű gyümölcs-termesztést. A természetes vegetáció vadon termő fajai és kultúralakjai, a meghonosodott és kivadult gyümölcs-fajok mintegy 30 faj termesztését jelentik. A legkorábbi időktől a termesztés sikerességét a kedvező földrajzi tényezők, a humán adottságok és a fajok termeszto tájakba és körzetekbe koncentrálódása alapozták meg.

Az ökológiai, gazdasági, társadalmi tényezők a történelmi tradíciók alapján sem váltak statikussá termesztő tájak. Minden gyümölcsfajt és fajtáit újabbnál újabb ökológiai változások, gazdasági s urbanizációs hatások, valamint a fajta-és technológiaváltások formálják. Ezek a termesztő tájak és körzetek helyzetét, s egyben a meghatározó gyümölcsfajokat termesztési volumenét s arányaiban is megváltoztathatják a földrajzi kistájokban. A szerző számos példával igazolta e változások tényét, trendjét és természetét alma, körte, cseresznye, őszi-és sárgabarack, szilva, dió, mandula, szamóca, málna, egres fajok esetében. A tanulmány foglalkozik azonban az új termesztett fajokkal is (bokoráfonya, eperfa, gyümölcsrózsa, homoktövis, húsos som, rikő, szeder).

Mivel az ökológiai s botanikai szemlélet nem zárja ki – a klimatikus változások miatt sem – új gyümölcs-fajok kipróbálását (japán szilva, kivi, japán körte, gránátalma, ébenszilva, kumkvat, füge, pau-pau, szamócafa stb.), a tanulmány arra is utalt. A szerző a hazai szakirodalmat teljes körűen dolgozta fel a tájtermesztés elősegítése érdekében.

Bevezetés

A flóra- és tájtörténeti illetve történeti kutatások bizonyították, hogy a magyar nép hozott, vándorlásai során szerzett és a Kárpát-medencében talált gyümölcsfajokból formálódott földművelési-kertészeti ismeretei (LÁSZLÓ 1944, KRING 1938, SOMOGYI 1984, SURÁNYI 1992, 2002). A Kárpát-medence ökológiai adottságai ideális feltételeket teremtettek a sikeres gyümölcs-és szőlőtermesztés számára, így érthetően történeti-néprajzi, szellemi-szokrális hagyományok koncentrálódtak e földrajzi nagytájon. A természetföldrajzi és néprajzi besorolásban az irányadó szakmunkák névhasználatát követtük (BULLA és MENDŐL 1947, KÓSA és FILEP 1975), s egyben utalunk arra, hogyha külön nem is hivatkozunk rá, a hazai korábbi fakataszter adatokat is figyelembe vettük (KSH 1937, 1961, 2002; OMKSH 1897).

Az erdős sztyeppéken *Pyrus pyraeaster*, *Prunus spinosa*, *Crataegus* sp. és *Rosa* sp. fajok valamennyi társulásban megtalálhatók. A hegyvidéki melegkedvelő tölgyesekben *Cornus mas*, *Cerasus mahaleb*, *C. fruticosa*, vagy szálanként *Sorbus domestica*, *Pyrus pyraeaster* és *P. nivalis* is élnek. Az alföldi és déli fekvésű lejtők erdős sztyepp övezetében alakultak ki a melegigényes gyümölcsfajok termesztő tájai, körzetei (mandula, őszibarack, sárgabarack, naspolya).

A zárt tölgyesekben a vadkörte (*Pyrus pyraeaster*), kerti berkenye (*Sorbus domestica*) és barkóca (*S. torminalis*), húsos som (*Cornus mas*), vadcserezsnye (*Cerasus avium*), saj-meggy (*C. mahaleb*) a jellemző faj. A mészkerülő tölgyesekben pedig a szelidgesztenye (*Castanea sativa*), a gyertyános tölgyesekben pedig vadalma (*Malus silvestris*) és vadcserezsnye (*Cerasus avium*) tömegesen található. A dunántúli alma, körte, szelidgesztenye termesztő körzetek az említett termőhelyeken jöttek létre.

A bükkösökben *Ribes uva-crispa*, *Rubus idaeus*, *Malus silvestris*, ritkábban *Ribes petraeum*, *Vaccinium myrtillus* is előfordulnak. A tölgy-kőris-szil ligeterdőkben *Ribes nigrum*, továbbá *Vitis silvestris*, kiterjedt területeken *Rubus caesius* állományokban él. A *Juglans regia* őshonossága bizonyítható, pl. újabban rézkori leletben elszenesedett diófát találtak Óbudán (BABOS és BERTIN 1998).

A *Corylus avellana*, *Rosa*-fajok, *Prunus spinosa* mindegyik övezetben megélnek. A felhagyott gyümölcsösökben, kertekben és szőlőkben hamar megjelennek az erdős sztyeppek, zárt tölgyesek és bükkös erdők jellemző gyümölcsfajai. Ez a jelenség a kertkultúra és a földhasználat szempontjából kedvezőtlen, azonban természetvédelmi szempontból esetenként fontos lehet (JÁVORKA 1948, KÁRPÁTI 1969, KÁRPÁTI és TERPÓ 1971, BELLON 2003, SURÁNYI 1992, 2002).

A természetes növénytakaróban a következő fajok fordulnak elő, melyek termesztett vagy potenciális gyümölcsfajok génanyagát képviselik: *Malus sylvestris*, *M. dasyphylla*, *Pyrus pyraeaster* és *P. nivalis*, *Sorbus domestica*, *S. aucuparia* és *S. torminalis*, *Crataegus* sp., *Rosa* sp., *Rubus idaeus*, *Rubus* sp., *Fragaria vesca*, *F. viridis*, *Fragaria moschata*, *Prunus spinosa*, *Cerasus avium*, *C. mahaleb* és *C. fruticosa*, *Padus avium*, *Berberis vulgaris*, *Cornus mas*, *Sambucus nigra* és *Sambucus racemosa*, *Ribes nigrum* és *R. uva-crispa*, *Vitis sylvestris*, *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *Hippophaë rhamnoides*, *Trapa natans*, *Corylus avellana*, *Juglans regia* és *Castanea sativa*.

Meghonosodott és elvadult fajok, tranzitusok Magyarországon a következők: *Malus pumila*, *M. domestica*, *Pyrus communis*, *Cydonia oblonga*, *Mespilus germanica*, *Cerasus vulgaris*, *Padus serotina*, *Prunus cerasifera*, *P. domestica*, *P. italica* és *P. syriaca*, *Armeniaca vulgaris* és *A. dasycarpa*, *Amygdalus communis*, *Persica vulgaris*, *Amygdalopersica hybrida*, *Persico-amydalus hybrida*, *Vitis vinifera*, *Ribes aureum* és *R. rubrum*, Kieffer körte = *Pyrus communis* x *P. serotina*, *Ficus carica*, *Morus alba* és *M. nigra*, *Actinidia chinensis* és *A. arguta*, *Corylus colurna*, *Aronia melanocarpa*, *Diospyros kaki*, *Punica granatum*, *Celtis occidentalis* és *Vaccinium corymbosum* (vö. HEGEDŰS et al. 1966, SIMON 1992, SURÁNYI 1999).

A Kárpát-medencében a gyümölcsfák- és cserjék művelése a mezolitikumban kezdődött erdőirtással, s a bozótosok gyérítésével. A konkurens és értéktelen fákat, cserjéket kivágták, majd pedig a jó egyedek magjait, sarjait szaporításhoz használták, de az akcidentális lehetőségek szerepet játszottak (elhullott termések, hulladékban vagy fekáliában levő magvak, valamint az állatok szerepe a terjesztésükben). Legjobb példái az erdők vagy a középkori vadaskertek (CSÖRE 1980, 1994, 1997), s az erődítményeket védő katonaság ellátását, bizonyos tekintetben védelmét is segítő gyümölcsfák művelése várak, városok környezetében (ZOLNAY 1977, 1982).

Az ültetett gyümölcsfák szálláshelyek, lakóházak környékén, vagyis az ember közelségében voltak. A honfoglaló magyar törzsszövetség amilyen gyorsan megszilárdította katonailag hatalmát a Kárpát-medencében, olyan gyorsan fejlődésnek indult a mezőgazdasági termelés. A nyugati kereszténység felvétele úgy történt meg, hogy a déli és erdélyi (de Tihanyban és a Veszprém-völgyben is) területeken a keleti szerzetesek tevékenységét, szőlészeti és gyümölcskertészeti szakértelmét, tapasztalatait igénybe vették. Vajk házassága Gizellával, a bajor hittérítők érkezését is jelentette, akik pl. alma, szőlő s másféle fajokot, fajtákat, valamint a szerves trágya kezelés és használat módszerét terjesztették el.

Francia bencések, később ciszterciek és a premontrieiek, majd a ferencesek különböző irányzatai ugyancsak számtalan újítást hoztak a mezőgazdaságban (ld. SZÁNTÓ 1983,

1984). Később a pálosok, akik az üvegházi hajtatasos termesztést „fedezték fel”, így az egyháziaknak a kertkultúra iránti érdeklődését és támogatását egyaránt igazolják. Érthető is, mert az első nyugati szerzetesrend, a bencések Regulájában Szent Benedek feladatként jelölte meg a rendtagoknak a kertművelést és a kerti munkát (Szent BENEDEK 1995, cit. SÖVEGES), de Assisi Szent Ferenc természetfilozófiája is hatást gyakorolt a követőire (virág- és gyümölcskultusz) (SZÁNTÓ 1983).

A gyümölcsfa, vele együtt a gyümölcsöskert és a temető összekapcsolása a régi emberek világképében tulajdonképpen teológiai forrásból származik. Az evilág és a túlvilág találkozási és érintkezési helyein a gyümölcsfák-és cserjék öröknek a lelkek nyugalmán, de évente „feltámadnak a fák” – vagyis kihajtanak és teremnek (RAPAICS 1932, 1940). A temető (cinterem), amely a középkorban a templom körül helyezkedett el, s a fák – a paradicsomi kertet is idézték, és az élők evilági biztonságát szolgálták. Viszont a temetőből származó friss gyümölcs fogyasztása tabu volt, kizárólag pálinkának kifőzve fogyasztották, amit a csöszök árultak a temetőknél. A mai kertjeink – rejtve – tényleg ezt a gondolatot tükrözik, még ha erre konkrét választ nem is tudtak adni az adatközlőink (vö. SURÁNYI 1992).

A első írásos nyelvemlékünk, a Tihanyi apátság Alapítólevele (1055), az határjelként vadon termő gyümölcstermő növényeket is említ, ígyogyorót (*monorou*), berkenyét (*brokinarea*, *berekene*) és körtét (*kurtuel*). ANONYMUS (1975, cit. GYÖRFFY) pedig az alpári síkon körtvélyest (vadkörte) és gyümölcsényes (galagonyás) erdőt írt le: „...Árpád vezér meg vitézei innen továbbvonulva addig a mocsárig mentek, melyet Körtvély-tónak mondanak, s ott maradtak a Gyümölcsény-erdő mellett harmincnégy napig... Majd a vezér azt a helyet Ondnak, Ete apjának adta a Tiszától a Botva-mocsárig és a Körtvély-tótól Alpár homokjáig...” A legkorábbi okleveles nevek előfordulása is bizonyítja az egyes fajok jelentőségét. Olykor személynév, máskor földrajzi név, s nem ritkán a gyümölcsfaj neve fogalmi értelmű (SURÁNYI 1982).

Az egyes fajok datálható okleveles adatai a következők: húsos som: 1001 (*sumigien-se*), alma: 1009 (*almas*), dió: 1015 (*gyos*, *dia*), berkenye: 1055 (*berekene*, *brokinarea*), körte: 1055 (*kurtuel*),ogyoró: 1055 (*monorau*), sulyom: 1075 (*sulmus*), szamóca: 1075 (*haperies*), szőlő: 1075 (*sceuleus*), bükk: 1095 (*fagus*), csipkerózsa: 1113 (?) (*cipicas*), szilva: 1192 (*sciluas*), szeder: 1193 (*zuduryg*), galagonya: XII-XIII. sz. (*gyümölcsény*), meggy: 1220 (*medies*), kökény: 1228 (*cucendi*), bodza: 1237-1240 (*bozias*), szelídgesztenye: 1244 (*guestene*), cseresznye: 1250 (*cheresna*), galagonya: 1327 (*galagyna*), mandula: 1328 (*mondula*), birs: 1395 körül (*cotonea*), egres: 1395 körül (*egres*), füge: 1395 körül (*fige*), naspolya: 1395 körül (*naspola*), őszibarack: 1395 körül (*barasc*), ribiszke: XV. sz. (*ribes*), málna: 1667 (*málna*), sárgabarack: 1667 (*nyári barack*, *tengeribarack*, *kaiszi*), áfonya: 1708 (*áfonya*), godolya (borbolya): 1775 (*gudula*), bangita: 1793 (*bangita*) és ringló: 1835 (*rinklód*) (SURÁNYI 2002).

Sajnálatosan sok régi gyümölcsfajta elveszett a nemesítők, a tájtermesztés és a hazai táplálkozástudomány számára. Éppen ezért indokolt az egyes fajok (sőt fajták) legújabb és történelmi termesztői körzeteinek újbóli számbavétele. Szempont, hogy nem azért jó a kérdéses termesztői körzet vagy hely, mert történelmi, s ezáltal nosztalgia tárgya lehet. Az bizonyítottan, s a hagyományoknak megfelelően – képes megmaradni a gyümölcskultúra a kérdéses helyen, amely így meg is újulhat. A hagyomány a korszerűség alapja. Tradicionális termesztő körzetek megtartása, megújítása és fejlesztése lehet a legfőbb forrása a fajok, a fajták, a változatok, művelési módszerek és földhasználati rendszerek diverzitásának.

A GYOE (Gyümölcstermelők Országos Egyesülete) 1945 előtt, majd a II. világháború után OKÁLYI (1954), KÁRPÁTI és TERPÓ (1971) és a LÁNG et al. (1983) szerkesztette munkák, igyekeztek nemcsak definíciókban, hanem kertészeti termesztésföldrajzi értelemben is, az optimális és ideális termesztő körzet, illetve termőtáj fogalmát, s az agroökológiai potenciált meghatározni, s egyben megrajzolni az egyes gyümölcsfajok maximális termést biztosító területeinek a térképét. Bár nem szabad elhallgatni, hogy a politikai és közgazdasági folyamatok teljesen átalakíthatják, mint ahogy meg is tették – a földrajzi-ökológiai térkép átalakítását.

OKÁLYI (1954) klasszikusnak számító meghatározása a következő: *„Optimális termőtáj az a földrajzilag meghatározható terület, amelyen belül valamely gazdasági értékű növény a legkisebb munka- és anyagráfordítással a legnagyobb gazdasági eredményt adja. A fogalom tehát a legnagyobb mértékben antropocentrikus. Nem a tenyészet, tehát a növény célkitűzése, hanem a gazdaságosság, az emberi célkitűzés tökéletes megvalósítása a döntő szempont. Az optimális tenyésztőtáj meghatározzák a természeti összefüggések (növény, éghajlat, talaj), az optimális termőtáját viszont a természeti és gazdasági (tehát társadalmi) összefüggések együtt determinálják.”*

Mivel az előbbi definícióból is látszik a kérdés nehézsége, valamint a szakirányítás ellentmondásos viszonyulása a tájtermesztéshez és a termesztő körzetek szerepéhez – indokolt a történeti forrásokhoz és az ökológiai alapokhoz visszatérni.

Anyag és módszer

A gyümölcsfajok termesztésére igen gazdag magyar nyelvű szakirodalom áll rendelkezésre – bár azok ökológiai igényeire kevésbé, jelen részben a felhasznált anyagot mutatjuk be. Az almatermésűekre ökológiai és termesztő körzeti adatok a következő helyeken találhatók: **nyári alma** (BORBÁS 1961, KOVÁCS 1977); **őszi és téli alma** (SZAKÁTSY 1940, BRÓZIK és REGIUS 1957a, SZAKÁTSY és FENYVES 1951, 1959, PETHŐ 1969, 1984); **nyári körte** (PORPÁČZY 1937, KOVÁCS 1977); **őszi és téli körte** (PORPÁČZY 1937, MOHÁCSY és PORPÁČZY 1955, 1958, BRÓZIK és REGIUS 1957b, GYÚRÓ 1976, GÖNDÖRNÉ 2000); **birs** (MOHÁCSY és PORPÁČZY 1955, 1958; BRÓZIK és REGIUS 1957b) és **naspolya** (SOLTÉSZ 1998, SURÁNYI 2010).

A csonthéjasoknál a legfontosabb források: **cseresznye** (MOHÁCSY és MALIGA 1956, BRÓZIK 1959, PÓR és FALUBA 1982, HROTKÓ 2003); **meggy** (MOHÁCSY és MALIGA 1956, NYUJTÓ 1958, BRÓZIK 1959, PÓR és FALUBA 1982, HROTKÓ 2003); **őszibarack** (MOHÁCSY 1951, BRÓZIK 1962, CLAUS 1959 és 1968; MOHÁCSY et al. 1959, 1963, 1967; TIMON 1974, 1976, 1992, 2000); **sárgabarack** (SZÓTS 1941, OROSZ 1958, NYUJTÓ és TOMCSÁNYI 1959, BRÓZIK 1960, KOVÁCS 1977, NYUJTÓ és SURÁNYI 1981, PÉNZES és SZALAY 2003, SURÁNYI 2011) és **szilva** (MOHÁCSY 1956, 1960, BRÓZIK 1960, KOVÁCS 1977, TÓTH és SURÁNYI 1980, SURÁNYI 2006a).

„Héjas gyümölcsűek” körében az áltermésű **dió** (MOHÁCSY és MAGYAR 1936, MOHÁCSY és PORPÁČZY 1951 és 1956; SZENTIVÁNYI et al. 1976, SZENTIVÁNYI és KÁLLAYNÉ 2006); a csonthéjas **mandula** (MOHÁCSY és MAGYAR 1936, MOHÁCSY és PORPÁČZY 1951, MOHÁCSY et al. 1957, SZENTIVÁNYI et al. 1976, BRÓZIK et al. 2003); álmakk termésű **szelídgesztenye** (MOHÁCSY és MAGYAR 1936, MOHÁCSY és PORPÁČZY 1951, MOHÁCSY et al. 1957, SZENTIVÁNYI et al. 1976) és a nyírfafélék körében lévő szintén ál makk termésű **mogyoró** (Mo-

HÁCSY és MAGYAR 1936, MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1951, MOHÁCSY et al. 1957, SZENTIVÁ NYI és 1976) említendő.

A „bogyósok” gyűjtő kategóriába tartozó gyümölcsűek között az elhúsosodó vacok felületén ülő aszmagokat tartalmazó á ltermésű **szamóca** (MAHÁCS 1928, MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1952, 1957c, 1959, SZILÁGYI 1975, 1976, HARMAT et al. 1969, 1973, PAPP 1984, PAPP és PORPÁ CZY 1999a); a csoportos csonthéjas **málna** (MOHÁCSY 1928, MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1952, 1957c, 1959, HARMAT et al. 1969 és 1973, PAPP 1984, KOLLÁ NYI 1996, PAPP és PORPÁ CZY 1999a); és a **szeder fajok** (MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1952, 1957c, 1959; MOHÁCSY et al. 1965, PAPP 1984, PAPP és PORPÁ CZY 1999).

A *Ribes*-nemzetségben a **köszméte** (MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1952, DOBOS 1960, MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1957a, 1957b; 1960; HARMAT et al. 1969, PAPP 1984, HARMAT 1987, PAPP és PORPÁ CZY 1999b, GÉ CZY 2000); valamint a **fekete ribiszke** (CZANIK 1957, 1958, MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1960b, HARMAT et al. 1969, 1973, PORPÁ CZY 1972, 1987, PAPP és PORPÁ CZY 1999b, GÉ CZY 2000) és **piros ribiszke** (MOHÁCSY 1928, MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1952, 1957a, 1957b, 1960; HARMAT et al. 1969, 1973, PAPP 1984, PORPÁ CZY 1972, 1987, PAPP és PORPÁ CZY 1999b, GÉ CZY 2000) a legfontosabb.

Az előbbi források (többnyire könyvek) csak egy-egy fajjal foglalkoztak, a következőkben a szerzők viszont é pp a tájtermesztést és a termesztető körzeteket minden fajnál és együtt vizsgálták (MOÓR 1911, RAPAICS 1940, MOHÁCSY 1946, OKÁLYI 1954, MARKOS 1962, ELEK 1965, 1966 KÁRPÁ TI és TERPÓ 1971, LÁ NG et al. 1983, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985, SURÁ NYI 1985, 1992, 2002).

Eredmények és megvitatásuk

A nyári almák termesztése talán a legelső gyümölcsfajunk egyike volt a múltban, ugyanis a Kárpát-medencei vadalmákkal állnak a legközelebbi rokonságban, amiből kialakultak – s jellemző rájuk a nagyon rövid fruktifikációs időszak, viszonylagos nagy szárazságtűrés és a nagy hőigény. A Duna-Tisza közén alakult ki termesztő tája, illetve ahol a szőlők közé ültették (OKÁLYI 1954, kisebb sú llyal a Dunántúlon és a Nyírségben, vö. BORBÁS 1961: aki több megyénket is alkalmasnak minősített a vajalmák és rétesalmák termesztésére). SZAKÁTSY (1940, 1943) sikeres téli alma kísérletei a dánosi homokon és ugyanakkor kaliforniai pajzstetű járványos fellépte felgyorsította nyári almák iránti érdeklődés és az export csökkenését idézte elő (OKÁLYI 1954, BRÓZIK és REGIUS 1957a, 1957b, BORBÁS 1961, MARKOS 1962, KÁRPÁ TI és TERPÓ 1971, KOVÁCS 1977, SURÁ NYI 1992, 2002).

Legnagyobb változást az őszi-és téli alma termesztésünk az elmúlt évszázadban mutatta, ugyanis az I. világhá ború kitöréséig Erdély, Kárpátalja, a Felvidék és az ország nyugati határszéle (Őrvidék) a termesztésében meghatározó szerepet játszott. Ezek a hűvös, csapadékos földrajzi régiók, ahol a stájer és tiroli klíma a jellemző. Csideralmák, deliceusek, galambkák, kálvilok, masánckiak, parmenek, pepinek, ramburok, renetek, rozmaringok, tafoták és vajalmák nagy változatosságban fordultak elő (G. TÓTH 1997, NAGY-TÓTH 1998, SURÁ NYI 2002, 2008). Eddigi vizsgálataink szerint a Maros völgyéből és a Küküllők vidékéről mintegy 400 fajta származik (SURÁ NYI 1985, NAGY-TÓTH 1998).

1925-ben a megváltozott államhatárok miatt Szatmár-Beregben egy új almatermő táj alakult ki, sőt a Tisza ártere is felértékelődött, mégpedig Sóvári, Kenézi, Sáfrányos kormos, Zöld kormos stb. fajtákkal. A Batul nagy alakgazdagsága is megfigyelhető, a kiváló

szakmai munka eredménye, hogy 1930-1940 között almában európai elsők voltunk; a Jonathánt – a Húsvéti rozmaringgal nagy sikerrel termesztették (OKÁLYI 1954). A Kárpát-medencében évszázadokon át főleg a keleti almák (*Malus orientalis*) fajtáit, változatait termesztették, ami megfelelt az extenzív művelés igényeinek, s ugyanakkor köztesként is művelték, mert nagyobb ökológiai tűrést mutattak (OKÁLYI 1954, TOMCSÁNYI 1960, NAGY-TÓTH 1998).

Az ország gyümölcsstermesztésének fejlesztési trendjei területileg is nyomon követhetők, noha az I. és II. Bécsi döntés (1938. nov. 2. és 1940. aug. 30.) utáni határmódosításokat mind a kárpátaljai, mind az erdélyi almatermesztés táji bemutatása tükrözte – átmenetileg (vö. GYOE 1939). 1945 utáni szakkönyvekben már csak a mai területekkel számoltak – okkal – a szerzők. Így a fő termesztő táj a Szatmár-Bereg (Tisza, Szamos, Túr mentén)-Szabolcs lett; utóbbi és így a nyírség termőtáj vált dominánssá (SZAKÁTSY és FENYVES 1951, 1959, BRÓZIK és REGIUS 1957b, MARKOS 1962, PETHŐ 1969, 1984, G. TÓTH 1997, PAPP 2004). Az elmúlt fél évszázad alatt Borsod-Abaúj-Zemplén jelentősége is változott, visszaesés figyelhető meg (SZAKÁTSY és FENYVES 1952, PETHŐ 1984, GYURÓ 1974a, 1974b, 1990, PAPP 2004).

Az 1950-es évek sajátos klimatikus viszonyai – és a nagyüzemi termelési koncepció nagy súlyt adtak a Duna-Tisza közének, részben a már említett és megújítható nyári alma termesztés reményében, illetve a dánosi tapasztalatok alapján (SZAKÁTSY 1940, 1943). A későbbi csapadékjárás-trendek nyilvánvalóvá tették az öntözés szükségességét, a csökkenő öntözés megfelelő terméshozamot teremtett a különféle szintű üzemi formákban és a háztáji gazdaságokban. A Starking és a Delicious fajták szerepe megnőtt a régi fajtákkal szemben, majd hasonló „sors” várt az eddigi fajtákra is, az újabb fajtaváltás – amúgy természetesnek tekinthető folyamatában (vö. GYURÓ 1974a, 1974b, 1990, TOMCSÁNYI 1979, PAPP 2004).

A nagyüzemek (ÁG, TSz, egyéb) megszervezése, működése – akár elismerjük, akár nem – nyomot hagytak Magyarország gyümölcsstermesztési tájtörténetében: hol sikerrel, hol kudarccal az ültetvények a gazdaságpolitikai szándékokat szolgálták ugyan, de az ökológiai viszonyok és a megváltozott gazdasági-politikai helyzet s piac mondott ítéletet (vö. FAZEKAS 1967, LÁNG et al. 1983, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985, PAPP 2004). Zala (különösképp 1990 óta megnőtt), Somogy és az Alpokalja (Vas, Sopron) őszi és téli alma termesztő tája megőrizte szerepét és fontosságát (SZAKÁTSY és FENYVES 1952, 1959, BRÓZIK és REGIUS 1957b, MARKOS 1962, PETHŐ 1969, 1984, GYURÓ 1990, PAPP 2004). – A termésvolumenre prognózist készíteni (LÁNG et al. 1983, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985, PAPP 2004) akkor sem könnyű, ha egy ország változatlan gazdaságpolitikai viszonyok között működik, még inkább igaz ez 1989-90 után, amikor a négyéves ciklusok is teljesen szembeeső politikai különbségeket mutattak.

Az '50-es években Győr-Sopronban, majd a '60-as években Szabolcs-Szatmár, Szolnok és Bács-Kiskun megyékben zajlottak nagy almatelepítések, az idők során az alma Veszprémből és Baranyából eltűnt, s 21, 6 ezer ha ültetvényt prognosztizáltak 1990-ben (KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985). Ami ismét emelkedett (KSH 2002) – keresve az új fajták, termesztési módszerek, gazdasági lehetőségek számára legmegfelelőbb területeket; lényegében ez igazolja a termesztő körzetek, a tájtermesztés dinamikus voltát, miközben alapvető ökológiai tényezők a tradíciót akár meg is erősíthetik. A téli alma még mindig a legfőbb gyümölcsfajunk, az összes gyümölcsstermesztés több mint az 50%-át adja. A főbb termesztő tájak aránya, részesedése csak kevésbé változott: nyírségi (57%), a Duna-Tisza

közi (14%), zalai (12%) és Alpokaljai (5%). A nyírségi tájon belül a szatmári körzet sajátos ökológiai viszonyaival és minőségi almájával elkülöníthető (vö. KÁRPÁTI és TERPÓ 1971, SURÁNYI 1992, G. TÓTH 1997).

A körte lényegesen kisebb jelentőségű, mint az alma termesztése, bár a hazai szakirodalom, agrártörténet még nem végezte el az 1920 utáni helyzet vizsgálatát, pedig a jó körtetermesztő körzeteink szinte mind az új határokon kívülre kerültek. Különösen a felvidéki, kárpátaljai, erdélyi és részben a délvidéki területeket érintették a változások. Ezért lehet olyan érzése az 1945 utáni idöket elemzőnek, hogy a hazai termesztő tájak kialakulatlanok (vö. GYÚRÓ 1976).

A nyári és őszi körtéket ugyan nem érintették e változások olyan mértékben, mert az Alföldön a nyári (Arabitka, Árpás, Búzás, Kálmán, Vilmos, Guyot Gyula) és őszi (Bosc, Erdei vajkörte, Hardy, Izambert stb.) fajták sikerrel termesztethetők voltak, sőt Kiskunhalas környékén a Kieffer körte és a Szercsika alma nagyon bevált a száraz homokon – friss fogyasztásra és konzervnek egyaránt (OKÁLYI 1954). A szerzők véleménye teljesen egybehangzó volt, s igaz ma is, bár a nyári körték szerepe egyre kisebb az utóbbi évtizedekben (MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1955, BRÓZIK és REGIUS 1957b, MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1958, MARKOS 1962, KOVÁCS 1977, SURÁNYI 2002).

Az őszi és téli körte termesztése a szabolcsi és szatmári területeknél jobb eredményeket, nagyobb terméshozamot mutat Dél-és Nyugat-Dunántúlon, legfőképp Zalaiban és Somogyban, bár az idézett szerzők néhány tiszántúli, borsodi, dél-alföldi körzetet is kedvezőnek említették (MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1955, 1958, BRÓZIK és REGIUS 1957b, MARKOS 1962, KÁRPÁTI és TERPÓ 1971, GYÚRÓ 1976). Az őszi és téli körték főleg francia és belga eredetűek voltak; Vas, Zala, Sopron, Szatmár területén, de Somogy, Baranya és Tolna egy részén is kevésbé jelentkezik nagy hőingadozás, ezért alkalmasak körtetermesztésre (OKÁLYI 1954, NAGY-TÓTH 2006), de hogy jelenleg nagyon eltérő a termesztésének földrajzi elterjedése, számtalan okkal magyarázható.

A legutolsó fajtaváltással is magyarázható, amit GÖNDÖRNÉ (2000) közölt, Ny-Dunántúl (Győr-Moson-Sopron, Vas, Zala) 30%, Budapest környéke 17-20%, Borsod-Aba-új-Zemplén, Heves, Nógrád 15-16% arányban részesedik a körte országos termésből. A fajták ökológiai igényei, közgazdasági és külpiaci tényezők egyaránt hatottak a termesztő körzetek alakulására. LÁNG et al. (1983) és KÁLLAYNÉ és SZENCZI (1985) előrejelzése helyesnek bizonyult, miközben a japán körték meghonosodása új szint hozott a körtetermesztésünkbe, mint egykor a Kieffer körte.

A birs a Kárpát-medencében vad alakjaival sem honos, annak ellenére, hogy már a XVII. század óta említik különféle források. BRÓZIK és REGIUS (1957b) Pest, Fejér Szabolcs, Szolnok és Békés megyékben gyakorinak jelöli a birset, – de nem, mint termesztő körzeteket vizsgálta, lényegében hasonlóképp utal rá egy másik szerzőpár is (MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1955, 1958).

A naspolya szintén nem őshonos, csak meghonosodott gyümölcsfaj, a birshez hasonlóan kivadulhat, főleg az utóbbi évtizedekben figyelhető meg gondozott kertek és szőlővágások közelében is. Szentes, Székesfehérvár és Győr környékén gyakori, igazi termesztő körzete Csongrád és Békés megyében alakult (SURÁNYI 2002, 2010).

A történelmi (nemes) cseresznyefajták ősei többnyire Kis-Ázsiából származnak, de annak azonban van jelentősége, hogy a vadcseresznye néhány alakja, sőt egyes spontán fajhibridjei honosak a Kárpát-medencében. A hevesi termesztő táj a legrégebbi, amelyben a fekete cseresznye egy része született. A főbb települések: Eger, Gyöngyös, Noszvaj,

Hatvan (MOHÁCSY és MALIGA 1956, BRÓZIK 1959, MARKOS 1962, PÓR és FALUBA 1982, HROTKÓ 2003, PAPP 2004). Szomolya ugyan már Borsodban található, de mégis e termesztő tájhoz sorolható - ökológiailag. A megújítandó tradíciók tekintetében a hevesi cseresznye perspektívája biztosnak látszik, ami ökológiai, termesztési és történelmi alapon nyugszik (OKÁLYI 1954, LÁNG et al. 1983, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985, SURÁNYI 1992, 2002).

A Felső-Tiszavidék, így a Nyírség és a Hajdúság (MOHÁCSY és MALIGA 1956, BRÓZIK 1959, MARKOS 1962) esetében nem egységes a szerzők véleménye (MOHÁCSY és MALIGA 1956, PÓR és FALUBA 1982, HROTKÓ 2003, PAPP 2004), pedig LÁNG et al. (1983) a fajtaváltások után is perspektivikusnak tartja. A kései fagyok, a gyümölcsrepedés problémája és az öntermékenyülő fajták megjelenése bizonyára lendületet ad a termesztésnek. A Buda-vidék termesztő tájának és fajtaválasztékának gazdagságában a török kiűzése utáni német betelepítéseknek nagy szerepe volt (Pomáz, Solymár), pl. BRÓZIK (1959) több tájfajtat ebben a régióban talált, melyek német eredetűek lehetnek (vö. MOHÁCSY és MALIGA 1956, BRÓZIK 1959, MARKOS 1962, HROTKÓ 2003, PAPP 2004). A Germersdorfi óriás és egyes világos színű cseresznyék termesztése É-Pest megye egyes településeire is kiterjedt (Szada, Szokolya).

Győr-Sopron és Komárom súlya lecsökkent (BRÓZIK 1959, MARKOS 1962), mint a munkaerőhiány miatt a Balaton-felvidék (Badacsony és Keszthely környéke) sajnálatos módon elveszítette múltbeli szerepét, talán az idegenforgalmi piac segíti majd a hagyományok felelevenedését (Germersdorfi óriás, Jaboulay ropogós, Baltavári ökörszem stb.) új fajtákkal (MOHÁCSY és MALIGA 1956, BRÓZIK 1959, MARKOS 1962, PÓR és FALUBA 1982, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985, HROTKÓ 2003). Főként Bács-Kiskun déli részén (Jánoshalma, Kiskunhalas, Kelebia) és Szeged környékén a klimatikus adottságok miatt kb. 8-10 nappal korábban érnek a hagyományos (pl. Germersdorfi óriás, Jaboulay ropogós) fajták (OKÁLYI 1954, MOHÁCSY és MALIGA 1956, BRÓZIK 1959, HROTKÓ 2003, PAPP 2004). A termesztési tradíciók felélesztése nemcsak gazdasági, hanem idegenforgalmi alapon is lehetséges, pl. Nagykörűben, vagy az utóbbi években, Csongrádban (MOHÁCSY és MALIGA 1956, MARKOS 1962, SURÁNYI 2002, PAPP 2004).

LÁNG et al. (1983) úgy vélte, hogy a fejlesztés elsősorban a Dunántúli-középhegység mentén várható, a dombvidéki területeken valósulhat meg, és így elsősorban Somogy, Tolna, Veszprém, Fejér termelésének jelentősebb növekedésével számoltunk; ezt azonban a gyümölcstermelés és a gazdaság általános válsága átírta, még ha számos szerző is egybehangzóan vélekedett (vö. MOHÁCSY és MALIGA 1956, BRÓZIK 1959, MARKOS 1962, HROTKÓ 2003, PAPP 2004).

Az északi kevésbé, s a déli igen sűrű meggyes térképnek a határa a 15–16 °C izoterma vonalára esik (MOHÁCSY és MALIGA 1956, BRÓZIK 1959, MARKOS 1962, PÓR és FALUBA 1982, HROTKÓ 2003, PAPP 2004). Az Pándy üvegmeggy a szárazságot jól tűri a Vörös szilvával együtt. Izsák, Orgovány, Tázlár, Bugyi szőlőiben, akárcsak a Három Városban (Kecskemét, Nagykörös és Cegléd) is. Megfigyelhető azonban, hogy a Tiszántúl fekete földjére tolódik a meggy.

A cigánymeggy fontos népelelmezési cikk volt és maradt (lé, dzsem, befőtt, bor, újabban pálinka is) (OKÁLYI 1954). Nyilvánvaló, fél évszázada minden trendet nem lehetett látni, így azt sem, hogy a Duna-Tisza közének jelentősége némileg csökken (HROTKÓ 2003, PAPP 2004) és a Hajdúság pedig felértékelődik (MOHÁCSY és MALIGA 1956, BRÓZIK 1959, HROTKÓ 2003). Mára Nyírségben és Borsodban van a legtöbb új fajta kipróbá-

lás alatt (s onnan származó tájfajta), ültetvényben és legnagyobb területen (KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985).

KÁRPÁTI és TERPÓ (1971) a meggy termesztő tájainak relatív méretét még így határozta meg: a Duna-Tisza közén (54%) alakult ki, de jelentős a nyírségi (24%), a hevesi, a hajdúsági és a csongrádi körzet is – a Duna-Tisza köze és a Nyírség részesedése alapvetően megváltozott, még nagy meggytelepítési időszak után is. Viszont Csongrád, Békés, Mátra-vidék, Nógrád, sőt a Közép- és Dél-Dunántúl súlya nagyon csökkent (MOHÁCSY és MALIGA 1956, BRÓZIK 1959, MARKOS 1962 és PÓR és FALUBA 1982, LÁNG et al. 1983). A termesztési hagyományok, a gazdaságos termesztés és a piac figyelembe vételével a nyírségi és hajdúsági, valamint a Duna-Tisza közti meggyesek a legfontosabbak.

A szilva alapfajjai (kőkeny, cseresznyeszilva) és néhány házi szilva és kőkenyiszilva típus honos az országban, így a fajták nagy diverzitása természetesnek tekinthető. A nyírségi (Besztercei, Nemtudom), Duna-Tisza közti és a borsodi (Bódi, Lószemű és Besztercei) termesztő tájak a legjelentősebbek (OKÁLYI 1954, MOHÁCSY 1956, 1960, KÁRPÁTI és TERPÓ 1971, KOVÁCS 1977, TÓTH és SURÁNYI 1980, SURÁNYI 1992, 2002, 2006); a Duna-Tisza közti, csongrádi (Vörös szilva) s a békési (Vörös szilva) termesztő táj kisebb jelentőségű (KOVÁCS 1977, TÓTH és SURÁNYI 1980, SURÁNYI 2006a). A zalai körzet eltűnése igen szembevetendő, de még nem látható: átmeneti vagy végleges (KOVÁCS 1977, TÓTH és SURÁNYI 1980, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985, SURÁNYI 2006a).

A szilvatermesztés súlyos problémáit jelzi a termesztő tájak teljes átrendeződése, BRÓZIK (1960) és PAPP (2004) adatainak összehasonlítása ezért is tanulságos. A Borsod és a Tiszántúl részesedése 36% volt, most csak 9%; az északi régió 36%-ról 25-30%-ra esett vissza, a BRÓZIK (1960) adat szerint a dunántúli 15% mára nem érvényes, s helyette Pest (15%) és Jász-Nagykun-Szolnok (12%) szerepe nőtt meg (PAPP 2004).

A sárgabarack, mint kajszi megjelenése a Kárpát-medencében a török korra esik; politikai, ökológiai és demográfiai tényezők befolyásolták elterjedését, amely Tolna városától „indult”. A legfontosabb termesztő tájak tekintetében a szerzőknek egyezik a nézete, amiben eltérések mutatkoznak, hogy ki és mikor határozta meg egy kevésbé fontos körzetet. Így Győr környéke, Pécs vidéke és Somogy (SZÓTS 1941, OROSZ 1958, NYUJTÓ és TOMCSÁNYI 1959, BRÓZIK 1960, NYUJTÓ és SURÁNYI 1981, PÉNZES és SZALAY 2003, PAPP 2004) hasonlóképp kisebb szerepet tölt be, mint Miskolc és Csongrád megye (SZÓTS 1941, OROSZ 1958, NYUJTÓ és TOMCSÁNYI 1959, NYUJTÓ és SURÁNYI 1981) vagy a Balaton környéki (BRÓZIK 1960, PÉNZES és SZALAY 2003).

A 18. századtól a kajszi-fajták, majd később a Rózsabarackok is a Duna-Tisza közti sárgabarack termesztő tájat a legfontosabbá tették (SZÓTS 1941, OROSZ 1958, NYUJTÓ és TOMCSÁNYI 1959, BRÓZIK 1960, MARKOS 1962, NYUJTÓ és SURÁNYI 1981, PAPP 2004). Fejér és Heves baracktermő körzete ugyancsak fontos volt (OROSZ 1958, BRÓZIK 1960, NYUJTÓ és SURÁNYI 1981), mint Hajdú-Bihar és Szabolcs-Szatmár megyéké (BRÓZIK 1960, MARKOS 1962). A Buda-vidéki sárgabarack termesztő körzet már a II. világháború előtt formálódott (SZÓTS 1941, MARKOS 1962, NYUJTÓ és SURÁNYI 1981, PÉNZES és SZALAY 2003, PAPP 2004).

A klímaváltozás, a termesztett fajták cserélődése, a termesztéstechnológia átalakulása jelentős változásokat mutat a termesztő körzetek elhelyezkedésében, így Budapest környéke, Gödöllő, vagy Gönc környéke (Hernád völgye) és a Velencei-tó környéke egyre fontosabb szerepet tölt be. Viszont figyelve a szekuláris trendeket, a már publikált új térkép még elstetettnek vélhető (vö. NYUJTÓ és SURÁNYI 1981, PÉNZES és SZALAY 2003, PAPP 2004). A sárgabarack ökológiai igényeit újabban másként ítélik meg, mint koráb-

ban, hiszen SZÓTS (1941), OKÁLYI (1954), s részben NYUJTÓ és TOMCSÁNYI (1959) még a megoldást a szőlő köztesként nevelt fákból látták. Sem az ültetvények nagysága s pótlása az új telepítésekkel, sem az új termesztési körzetek kialakulását nem volt lehetséges pontosan előre jelezni (KÁRPÁTI és TERPÓ 1971, LÁNG et al. 1983, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985, SURÁNYI 1992, 2002).

Az őszibarack történelmi termesztő tájai hegyvidéki régióban alakultak ki, ebben nagy lendületet adott az 1870-es évektől dühöngő filoxéravész szőlő pusztítása, különösképp a Dunakanyarban (id. MOHÁCSY 1951, id. MOHÁCSY et al. 1959, 1963, 1967). A legnagyobb hírnévre a Buda-vidéki táj tett szert (RAPAICS 1940, SURÁNYI 1992), kialakulását és fajtái többen részletesen is leírták (id. MOHÁCSY et al. 1959, 1963, 1967, BRÓZIK 1962, MARKOS 1962, TIMON 1974, 1976, 2000, SURÁNYI 1985), TIMON (1992) szerint a részesedése 35% körül van.

A Balaton vidéke ugyancsak jelentős termesztő körzet, aminek idegenforgalmi és gasztronómiai jelensége is kimutatható (id. MOHÁCSY et al. 1959 és 1967, BRÓZIK 1962, MARKOS 1962, TIMON 1974, 1976, 2000); a részesedése azonban csak 8%, a Mecsek-baranyai termesztő tájé pedig 5% (MARKOS 1962, BRÓZIK 1962, TIMON 1974, 2000). Ugyancsak dombvidéki adottságok jellemzők a Mátra –és Bükk-aljai körzetre (id. MOHÁCSY et al. 1959, TIMON 1992, 2000). Miközben Hajdú-Biharnak és Szabolcs-Szatmár-Bereg szerepe csökkent (id. MOHÁCSY et al. 1959, 1963), a szeged-szatmazi táj megőrizte termesztési súlyát, sőt az utóbbi időkben növekszik újból a termesztési aránya (18%), akárcsak a Duna-Tisza közti régióé (10%) (id. MOHÁCSY et al. 1959 1967; BRÓZIK 1962, MARKOS 1962, TIMON 1974, 1976, 1992, 2000).

A történeti-ökológiai elemzések és a termesztési prognózisok az előbbi tájak szerepét és súlyát erősítik, megalapozva a növekvő termésvolumet. A nektarin még keresi a legmegfelelőbb termesztési körzete(i)t (OKÁLYI (1954, LÁNG et al. 1983, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985). Viszont megfogalmazódtak újabb elvárások is, az őszibarack termelésének területi elhelyezésénél elsősorban Somogy, Pest és Heves megye termelésének területi fejlesztése lenne indokolt (KÁRPÁTI és TERPÓ 1971, LÁNG et al. 1983, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985, SURÁNYI 1985, 1992 – talán a Fertő-tó vidéke is).

A sokáig vitatott honosság ellenére, ami már igazolódott, a dió csak meghatározott területeken termesztethető sikeresen, így a termesztő tájak is határozottak és jól elkülönülnek (vö. MOHÁCSY és MAGYAR 1936, MOHÁCSY és PORPÁČZY 1951, PORPÁČZY et al. 1955, KÁRPÁTI és TERPÓ 1971, SURÁNYI 2002). A dió termőhely igénye speciális, a kiegyenlített klímát, a kedvező vízellátottságot és talajviszonyokat igényel (LÁNG et al. 1983). A magoncokból nevelt (tradicionális népi és köztesben történő termesztés) és oltvány diók (korszerű ültetvényben) eltérő igényűek, utóbbiak Pest, Zala, Vas, Baranya, Somogy és Tolna megyékben találhatók (LÁNG et al. 1983), de az ültetvények kivágása után a tájtérkép átalakul (KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985).

Visszatekintve a tradicionális diótermesztésre és termesztő tájaira, kiderül, hogy az mindig koncentrált volt az országban (OKÁLYI 1954), így Baranya, Zala, Somogy és Fejér, mint Dél- és (PORPÁČZY et al. 1955, MOHÁCSY és PORPÁČZY 1956, SZENTIVÁNYI et al. 1976, SZENTIVÁNYI és KÁLLAYNÉ 2006) vagy Nyugat-dunántúli táj (MOHÁCSY és PORPÁČZY 1956, SZENTIVÁNYI et al. 1976, SZENTIVÁNYI és KÁLLAYNÉ 2006).

A dió leginkább a Felső-Tiszavidéken, Pest megyében és Dél-Dunántúl körzetében maradt meg tradicionális gyümölcskultúrának. Igaz, hogy szerte az országban voltak s vannak házi-szőlőskertekben és útszéli diófások. Ártéri ligeterdőkben a diófa-ligetek ősi-

séget sejtetnek (SURÁNYI 1992, 2002). A Tiszavidék, részben a Duna-Tisza köze és Pest megye is ide sorolható (MOHÁCSY és AGYAR 1936, MOHÁCSY és PORPÁČZY 1951, 1956, KÁRPÁTI és TERPÓ 1971, SZENTIVÁNYI et al. 1976, SZENTIVÁNYI és KÁLLAYNÉ 2006).

A történelmi diótermesztő tájak közül a Szatmári – a Szamos, Tisza, Túr folyók árterében –, valamint Pomáz környékén, a Susnyár patak völgyében kialakult természetes diósok azért emelhetők ki (KÁRPÁTI és TERPÓ 1971) – a régi szőlők közteseként lévő idős diófákkal együtt, mert 1990 után ezek az évszázados fák nagy része barbár és nyereszkező pusztítás áldozatává váltak.

A szelídesztenye honossága – a dióhoz hasonlóan – viták tárgya volt (Zoller írt összegezést róla) JÁVORKA és MALIGA (1969) könyvében, viszont Sopron, Kőszeg, Zala, a Mecsek és Nagymaros és Tokaj idős gesztenyefái (OKÁLYI 1954, SZENTIVÁNYI et al. 1976) a szőlőt kísérő köztes voltát sem zárja ki (RAPAICS 1940, SURÁNYI 1985, 1992). Az elterjedési térképe jelzi, hogy a történelmi hagyományokat azért is könnyen őrizték a Kárpát-medencében, mert alkalmas ökológiai adottságok voltak a gesztenye számára; a közölt térképek mindezt jól igazolták (MOHÁCSY et al. 1957, JÁVORKA és MALIGA 1969).

A gesztenye termőhely igénye ugyan speciális, amelyben a talaj pH-jának is nagy jelentősége van. Az oltott gesztenyének és a gesztenyeültetvényeknek súlyos gátjává vált az endotias kéregelhalás, amely minden korú – de az idősebb fákat leginkább megtámadja, s elpusztítja. Önmagában e betegsége megváltoztatta a szelídesztenye termesztési lehetőségeit, így ismét a természetes populációk a gyakoribb társulásaikban (gyertyános-tölgyes, mészkerülő bükkös vagy gyertyános tölgyes, s gesztenyes-tölgyes) (BORHIDI és SÁNTA 1999, BORHIDI 2003) vagy szórványban képesek inkább megmaradni (OKÁLYI 1954, JÁVORKA és MALIGA 1969, KÁRPÁTI és TERPÓ 1971, SZENTIVÁNYI et al. 1976, SURÁNYI 1992). A Somogy, Tolna, Fejér, Pest, Heves és Borsod megyékben tervezett ültetvények mára csak elvi jelentőséggel bírnak (vö. LÁNG et al. 1983, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985, SURÁNYI 2002).

Kárpát-medencei meghonosításának ideje nem tisztázott, de jelenléte a XIV-XV. századtól igazolható (vö. MOHÁCSY és MAGYAR 1936, MOHÁCSY és PORPÁČZY 1951, SURÁNYI 1985). A Balaton-felvidéki mandulatermesztő körzet ma ismét a legnagyobb (63% is volt: KÁRPÁTI és TERPÓ 1971), ma a Káli-medence termesztése megújult, bár a termőhely-statisztikai adatok ezt nem igazán segítették (vö. SURÁNYI 1985, 1992, 2002), pedig az megvolt még a '60-as években is (MOHÁCSY et al. 1957, SZENTIVÁNYI és HORN-PEJOVICS 1976, BRÓZIK et al. 2003).

OKÁLYI (1954) nagy hangsúlyt helyezett a mandulatermesztésre, ezért a termesztő körzeteket is elemezte. Nála a Buda-vidék és a már említett Balaton-felvidék kapott nagy súlyt, ami azonban mára már csak néhány budai település házikerti manduláira zsugorodott össze (MOHÁCSY et al. 1957, SZENTIVÁNYI et al. 1976, BRÓZIK et al. 2003). A Pécs-Mecsekalja, Eger és Tokaj környéke, valamint a Gyöngyös, Monor és Szekszárd környéki köztesként ültetett mandulafák nemcsak a múltat, hanem a lehetséges jövőbeli fejlesztést is jelölhetik (MOHÁCSY et al. 1957, SZENTIVÁNYI és HORN-PEJOVICS 1976, BRÓZIK et al. 2003).

A mogyorónak nincs igazi termesztő körzete nálunk, két sajátossága azonban van: ahol nyirkos talajok találhatók, kisebb ültetvények léteznek az országban, a másik pedig természetföldrajzi vonatkozású, ugyanis a magyar flórában reliktum társulást alkot illetve számos asszociáció tagja a vadon termő mogyoró, leginkább tölgyesekben jellemző faj (BORHIDI és SÁNTA 1999).

A *Fragaria*-nemzetség három faja is honos hazánkban (*F. vesca*, *F. moschata* és *F. viridis*), de ezek önmagukban nem lettek termesztett fajok, noha jó társulás alkotók (BORHIDI és SANTA 1999) vagyis csak a lehetőségét jelzik a szamóca termesztő körzetek kialakulásának (vö. MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1952, SZILÁGYI 1965, 1976, PAPP és PORPÁ CZY 1999a, PAPP 2004). Győr-Sopron-Moson, Nógrád, Heves (Gyöngyös környéke), Veszprém, s újabban Somogy megyékben növekszik a szamóca területe (LÁNG et al. 1983, PAPP és PORPÁ CZY 1999a, PAPP 2004).

A nógrádi, Szabolcs-Szatmár-beregi és a Duna-Tisza közti termesztő táj jelentősége némileg ugyan csökkent, bár a Dunakanyar (benne Tahitótfalu és Szentendre) és a főváros környéke továbbra is fontos régiók. De Békés, Szeged és Kecskemét szerepe sem elhanyagolható (MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1952, OKÁLYI 1954, SZILÁGYI 1965, 1976, KÁRPÁTI és TERPÓ 1971, PAPP és PORPÁ CZY 1999a, PAPP 2004), úgy tűnik, az öntözés lehetősége fogja megszabni a termesztő körzetek nagyságát és jövőjét.

Nálunk vágási területen, bükkösökben, vagy sziklai hárserdőkben a leggyakoribb. A bogyósok között a leginkább termőhely igényes faj, Zala, Vas, Győr-Sopron, Nógrád, Pest és Heves megyében látszik indokoltnak fejlesztése (LÁNG et al. 1983), bár nagy vesztesnek is minősítik (KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985). A Dunakanyarban (Szentendre, Dunazug), Nógrád-ban (Nagymaros, Börzsöny) és Győr-Sopron-Mosonban a málna nagyon fontos gyümölcsfaj (SURÁNYI 1992, 2002) – ezek tekinthetők történelmi termesztő tájaknak. Amint a Buda-vidék (pl. Pomáz), s a Balaton-felvidék szerepe csökkent, a Cserhát, Börzsöny, Mátra és a Bakony lankáinak fontossága megnőtt (OKÁLYI 1954, KÁRPÁTI és TERPÓ 1971), a szabolcsi területek (OKÁLYI 1954, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985, KOLLÁNYI 1990, 1999, PAPP 2004).

A málna termesztő tájak nagysága és jelentősége – mint látható – dinamikusán változott az elmúlt évtizedekben, s a szeder, szedermálna esetében pedig egy új gyümölcsfajnak elterjedése és területfoglalása figyelhető meg az ökológiai és ökonómiai tényezők függvényében Sopron-Fertőd és a szabolcsi területeken (KÁRPÁTI és TERPÓ 1971).

Ökológiai igényeikben, termőképességben a fehér és piros ribiszkek nagyon különböznek a fekete ribiszkétől. Az előbbieket több olyan területen kezdték termesztetni a 19. században, ahol a filoxéra a szőlőt kipusztította, vagy vele együtt, pl. a szőlő közteseként termesztették is (vö. LIPPAY 1667 leírásaival!); vad fajai hegyvidéki erdőtársulásokban találhatók. OKÁLYI (1954) még négy helyet említett: Sopron, Nógrád, Esztergom és Gyöngyös; a területek megváltozása folytonosan megfigyelhető (MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1952), így Dunakanyari és a hevesi, valamint a nógrádi és nyírségi (KÁRPÁTI és TERPÓ 1971) termőtáj vette át a vezető szerepet (KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985).

Mivel e fajnak területigénye kicsi, házikertekben is eredményesen termesztendő, a művelése a szőlőhöz némileg hasonlítható is, a Nyugat-Dunántúl mellett, a Dunakanyar, Heves és a Duna-Tisza köze ribiszke termelése tradicionálisnak tekinthető, több évszázadra nyúlik vissza, akárcsak Pozsony környékén (PORPÁ CZY 1972, 1987; PAPP és PORPÁ CZY 1999, SURÁNYI 2002).

Viszont a fekete ribiszke ártéri erdőkben, így csigolya-füzesekben, fehérnyár ligetekben és égeresekben honos, a Duna mentén. Jelenleg a termesztése – a klímaváltozások miatt is – visszaesett, pedig a Rába mentén, Fertőd és Győr környékén a mainál nagyobb mértékben termesztették (CZANIK 1957, 1958; HARMAT et al. 1973, PORPÁ CZY 1987). Mára megfigyelhető a fekete ribiszke területi áthelyeződése Nógrádra és Szabolcs-Szatmárra, különösen a nyírségi részekre, de Baranya (Hidas) is termőtája lett (CZANIK 1957, 1958; HARMAT et al. 1973, LÁNG et al. 1983, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985, PORPÁ CZY 1987).

A köszméte is honos faj, mint a ribiszkék, mégis a filoxeravész után nőtt a termesztése, illetve ahol a szőlőt oltványként sem termesztették tovább, borkészítésre is ültették (Hajdúság, Tiszántúl). Szentendre, Gyöngyös nemcsak, mint termesztő táj, hanem mint a tájfajták létrejöttének is helye (MOHÁCSY és PORPÁ CZY 1952, OKÁLYI 1954, HARMAT 1987, PAPP és PORPÁ CZY 1999b). A köszmétenek bokorként való művelése ugyanúgy a hagyományok körébe tartozik, mint az aranyribiszkére szemzett köszmétefácskák kialakítása.

Kétféle nézet van ennek eredetére: német hatás (PORPÁ CZY 1999a) illetve Abonyból került Debrecenbe e művelési forma (SURÁNYI 2002). Az tény, hogy ma a Debrecen környéki köszméte termesztése a legfontosabb e tájban (43–47%) és Szabolcs-Szatmárban (27%); a gyöngyösi, szentendrei (KÁRPÁTI és TERPÓ 1971) és csongrádi köszméte (SURÁNYI 1992, s 2002) nagyon kis területre szűkü lt (OKÁLYI 1954, DOBOS 1960, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985, HARMAT 1987, PAPP 2004).

Részben szinte elfeledett és új gyümölcsfajok termesztő körzetei már vagy nincs meg a termesztők körében, vagy csak még kezdenek formálódni a termesztő körzetek. A házi berkenye főleg a Balatoni-felvidéken és Buda-vidéken volt termesztett gyümölcs, az eperfa – fajtól függően – volt lombja és gyümölcse révén állati takarmány, vagy kerti gyümölcsként fogyasztva frissen, befő tt, aszaltvány vagy pálinka nyersanyag (Baranya, Tolna, Pest, Szolnok) (JESZENSZKY 1972, SURÁNYI 1994). A füge valószínűleg még régebben meghonosodott faj, Buda és Buda-vidék, Keszthely és Pécs környéke, valamint Tihany jelentékeny fügetermesztő helyek voltak, s talán maradtak is (JESZENSZKY és KÁRPÁTI I. 1963, KÁRPÁTI Z. és TERPÓ 1971, SURÁNYI 1992, 2002).

A húsos som Tiszaháton (pl. Császló, Sonkád), Dél-Dunántúlon (Baranya, Somogy), Dunakanyarban termesztett gyümölcs volt (vö. PRISZTER 1990), ma ismét foglalkoznak vele. A homoktövis és a gyümölcscrózsa esetében határozott területi lokalizáció nem figyelhető meg, de a fekete bodza Győr környékén és Fejér megyében, illetve az Alföld egyes részein jelentős területet foglal, a végleges helyét még nem lehet látni. Nálunk két törpecserje habitusú *Vaccinium*-faj honos, egyik sem alkalmas termesztésre; a fekete áfonyát gyűjtik (Ny-Dunántúl), a vörös áfonya szigorúan védett faj! Viszont a bokr áfonya meghonosodni látszik Zala, Vas, Veszprém, Győr-Sopron megyékben, de területfoglalása még nem lezárt (PORPÁ CZY 1987, GYÚRÓ 1990).

A gránátalma, ébenszilva, kivi, kumkvat, vagy egyes *Citrus*-félék (főleg törpe fácskáké) vagy a pau-pau és a szamócafa termesztése és lehetséges jövője még nehezen megítélhető, most mint kísérletet kell tekinteni, tudva azt, hogy néhány faj bizonyosan termesztetőnek bizonyul s el is terjedhet (KÁRPÁTI és TERPÓ 1971, SURÁNYI 1985, 1992, 2006).

A termesztő tájakat fajonként vizsgálva, megállapítható, hogy a történelmi tradíciókra alapozott kisebb, nagyobb földrajzi tájegységek lehetnek a gazdaságos gyümölcsstermesztés bázisai. OKÁLYI (1954) különbséget tett még a „tenyész táj” és „termőtáj” között: az optimális tenyész tájat a természeti összefüggések (növény, éghajlat, talaj) határozzák meg, az optimális termőtájat viszont a természeti és gazdasági (tehát társadalmi) összefüggések együttesen determinálják. Ő hívta fel a figyelmet, hogy helytelen az a felfogás, miszerint a kedvezőbb termőtájat a növény számára legkedvezőbb természeti viszonyok határozzák meg. Ez a nézet abból a felfogásból indul ki, hogy minél kedvezőbb valamely növény számára a természeti környezet, annál kevesebb emberi beavatkozás szükséges annak sikeres megteremtéséhez.

Fél évszázad távolából úgy tűnik, hogy a nagyüzemi gyümölcsstermesztést megalapozó ökológiai, földrajzi és statisztikai elemzések (OMKSH 1897, KSH 1937, 1961, 2002,

GÖRÖG 1954, MARKOS 1962, ELEK 1966b) sokkal jobban támaszkodtak a tradicionális termesztő tájak és körzetek létre, mint az 1990 utáni birtokrendezés után elindult pályázatos telepítési programok. Ennek a fajták, s meglévő klónfajták jövőjét is érintő hatásait már vizsgáltuk egy társadalomkutatói programban (SURÁNYI 2005). Két végletes nézőpont feszül egymással szemben, ami bizonyosan abból keletkezett, hogy a legkedvezőbb termőhelyeket sem OKÁLYI-féle térképekkel (1954), sem másféle statisztikai elemzésekkel (GÖRÖG 1954, MARKOS 1962, ELEK 1966a, 1966b) – még az elmúlt negyed században sem sikerült megoldani (LÁNG et al. 1983, KÁLLAYNÉ és SZENCZI 1985).

OKÁLYI (1954) nagyon helyesen mutatott rá, hogy az ideálisnak mondható területen belül megfigyelhető területfoltok nem az ember s a társadalom, hanem a növény számára optimálisak. Vannak viszont olyan spontán, a történelmi fejlődés során az összes ható tényezők formálódott gyümölcstermő tájaink. Ezek a tájak ma is „élők”, állandó fejlődésben, területi és szerkezeti változásban vannak. Szemünk előtt zajlanak a lassú mennyiségi (termelésben, munkaerőben, műszaki színvonalban) és hirtelen minőségi (természetben, gazdaságban, társadalomban) változások, de ezeket nem szabad abszolútnak tekinteni. Az egyik nagy tévedés, hogy amikor a termesztő tájak szerepét vitatni kezdték, az a statikus szemléletnek következménye. Mintha teljesen feledésbe mentek volna a történelmi példák, pl. a gabona-szőlő-gabona-vöröshagyma kultúraváltás folyamata Makón (ERDEI 1971), vagy a Duna-Tisza közti homokon a túlleltetés után maradt futóhomok szőlővel, gyümölcsfával való betelepítése (ERDEI 1937, FÜR 1983), vagy a Dunakanyarban és a Hajdúságban a filoxeravész utáni boggyós gyümölcsűek megtelepedése (SURÁNYI 1992, 2002).

A termőtáj vagy termesztő körzet – pontosan használja GARICS (2009) – az a földrajzilag jól körülhatárolható terület, ahol a termesztés ökológiai (éghajlati, domborzati, talajtani) és ökonómiai tényezői nagyjából egységesek. A termőtáj nagysága attól függ, hogy az adott terület földrajzilag milyen domborzati viszonyok között mennyire tagolt. A vízfolyások, állóvizek közelsége és nagysága is növelheti a táj, a körzet mozaikosságát.

A Kárpát-medencében hazánk éghajlati és talajtani szempontból is változatos, mintegy 30-féle gyümölcsfaj termeszthető, bár az időjárásunk évről évre különböző és arányaiban is eltérő (kontinentális, mediterrán, atlanti). A hazai gyümölcstermő tájak ökológiai adottságai ezért élesen nem válnak el egymástól, mégsem azonos mértékű a termelési kockázat (fajta, alany, körzet mérete, termesztési módszerek stb. függvényében) a termesztő tájakban. GARICS (2009) különbséget tesz a könnyen (alma, szilva, meggy, köszméte, piros ribiszke) és a kockázatosan (sárga-és őszibarack, nektarin, japánszilva, málna, fekete ribiszke, gesztenye) termesztendő gyümölcsfajok között, amit egy államilag támogatott pályázati rendszerben is problémásnak tartunk. Ilyen alapon akkor hová sorolandó a körte, cseresznye, dió, mogoró, szamóca, málna stb. és telepítésük támogatható vagy sem.

A sárgabarack, amelynek sokáig a Duna-Tisza közén volt a fő termesztő tája, de a mostani időjárási viszonyok között a későn tavaszodó völgyek (pl. Sajó, Hernád) mára nagyobb termesztési biztonságot jelentenek, mint a korábbi termesztő körzetek és tájak, még ha rosszabbak is a közgazdasági adottságok, miként minősíthetők a történelmi termesztő tájak, illetve körzetek. Az időjárás szeszélyessége – igaz – növeli a termelés kockázatát, de ez nem feltétlenül csökkenti egy termesztő táj megmaradását. Az idő trend nem hagyható számításán kívül, sem a régóta, sem az újabban termesztésbe került fajok (japán körte, rikő, fekete bodza, gyümölcsrózsa, homoktövis, húsos som, kivi) esetében.

Megfigyelhető, hogy a természeti tényezők változása viszonylag lassú, a gazdasági

tényezőké gyorsabb. Az emberi beavatkozás lényegében társadalmi jelenség, de hatásaival együtt gazdasági tényező is (öntözési lehetőség, mezővédő erdősáv, vízlecsapolás, erdőkitermelés). A természeti és gazdasági tényezők különböző mozgási sebességűek, a tényleges termelés optimális termőtájjainak aránylag gyors földrajzi eltolódása inkább a gazdasági, mint a természeti hatások következménye (OKÁLYI 1954, MARKOS 1962).

Optimális tehát a termőtáj, ha a kiválasztott gyümölcsfaj és fajta gazdaságos termesztéséhez kedvező feltételeket képes biztosítani. Elsődleges tényezők az ökológiai adottságok, mert emberi tevékenységgel kevésbé vagy csak igen drágán befolyásolhatók, míg a termőtájon a termesztés gazdasági feltételeit (út, hűtőház, ipari feldolgozás, szaktanácsadás, logisztika stb.) könnyebb megteremteni, vagy javítani.

Ellentmondásosnak látszik a hivatalos szakigazgatási álláspont a termeszítő tájakról. Ugyanis miközben arról hallani, hogy „a termőtájaknak korábban nagyobb jelentőséget tulajdonítottak. A termőtájak elkülönülése markánsan a XX. század elejére tehető, kialakulásuk számos tényező függvénye volt.” – szinte ugyanabban a szöveggörnyezetből is cáfolható, mert a történelmi tényező (a tradíció és az újabban használt fogalom, a földrajzi árjelző alapja). Egyik legfontosabb tényező a gyümölcsfajok, illetve fajták termesztésére kedvező talaj- és éghajlati viszonyok megléte, de a humán erőforrás (amit hajlamosak vagyunk elfelejteni) legalább annyira fontos. Ezek együttesen teremtették meg a nyugat-dunántúli megyékben, Szabolcsban, s a Tisza mentén téli alma termelését 1920 után. De ugyanezen területek és Békés megye szilvatermelése is így formálódott. Előfordulhat, hogy egy vidék talaja csakis valamely gyümölcsfaj termesztésére alkalmas, pl. dió, szelídgesztenye, fekete ribiszke esetében – ez is egy másfajta specificitás.

A Duna-Tisza köze gyenge homoktalaján pedig egykor a legmagasabb áruértéket a gyümölcs- és szőlőtermesztés szolgáltatta. Ösztönző hatást gyakorolt a termelésre a piac, a vasút, s a külpiac. Mindez kedvezően alakította nemcsak a sárgabarack, hanem a meggy, szilva és a nyári alma és körte termesztését. Hasonló tényezők alakították a nyírségi, tápanyagban szegény homoktalajok téli alma termesztését is.

Az 1959. évi 23. sz. tv. r. és annak 2/1959. (XL27.) FM-Élm. M. r. végrehajtási utasítása fokozatosan „fellaizította” a termeszítő tájak fogalmát és tényleges határait. Igaz, Magyarország szinte egész területén vannak egyes gyümölcsfajok telepítésére alkalmas ún. mikro-termőkörzetek, ahol a minden fontos tényező rendelkezésre áll. De ezt csak részben támasztja alá 2001. évi országos gyümölcstültetvény felmérés, mert a hazánkban általánosan vagy könnyebben termesztethető fajok telepítésére a pályázóknak formálisan kellett megfelelniük.

„A termőtájak szerepének megerősítése azonban az egyik kitörési pont lehet a hazai gyümölcságazat fejlesztésében. A hungarikum gyümölcsök megtermelése, illetve a hungarikum értékű gyümölcstermékek előállításának és a tájtermesztés kiemelt fejlesztése szorosan összefügg egymással.” – írta másutt a már idézett tanulmány. Ugyanis a termőtájak fejlesztése nemzetgazdasági érdek, a hazánkban termesztethető gyümölcsfajoknál elsősorban azt kell megvizsgálni, hogy melyek azok a termőtájak, amelyeknél a gazdasági háttér fejlesztése elsődlegesen szükséges. Olyan szervezeti formákat kellene keresni, amelyek főleg itt növelik a versenyképességet.

Szükséges lenne az a határozott törekvés állami erősítése, ami az agrárturizmust nem formai módon, hanem konkrét módon támogatná, ugyanis az agrárágazat az a terület, amely képes a jobb minőségű környezetet is elősegíteni termeszítő környezeten és körzeten belül s kívül. Mindezeknek pedig az alapvető célja a kultúrvegetációban a biológiai sokféleség erősítése.

Mivel azonban arra van törekvés, hogy – többféle megfontolásból – a túl sok fajta telepítését, esetleg a fajtahasználat túlzott differenciálását termőtájak szerint megnehezítsék, hogy az egységes árukínálat kialakítását, a versenyképességet, a piaci biztonságot növeljék. Ezt azonban igazi globalizációs csapdának tekintjük, mert a dinamikus „működő” termesztő tájak és körzetek épp a versenyképesség legfőbb biztosítékai.

Irodalom

- BABOS K., BERTIN P. 1998: Is common walnut (*Juglans regia*) native to Hungary? Acta Bot. Hung., 41: 11–16.
- BELLON T. 2003: A Tisza néprajza. Ártéri gazdáléklódás a tiszai Alföldön. Timp Kiadó, Budapest.
- BORBÁS L. 1961: A nyárialma termesztése. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BORHIDI A. 2003: Magyarország növénytársulásai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- BORHIDI A., SÁNTA A. 1999: Vörös könyv - Növénytársulások 1–2. köt. TermészetBúvár Alap. Kiadó, Budapest.
- BRÓZIK S. 1959: Termesztett gyümölcsfajtáink 2. Csonthéjastermésűek: Cseresznye – Meggy. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BRÓZIK S. 1960: Termesztett gyümölcsfajtáink 2. Csonthéjastermésűek: Szilva – Kajszi. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BRÓZIK S. 1962: Termesztett gyümölcsfajtáink 2. Csonthéjastermésűek: Őszibarack. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BRÓZIK S., KÁLLAY T.-NÉ APOSTOL J. 2003: Mandula. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BRÓZIK S., REGIUS J. 1957a: Termesztett gyümölcsfajtáink 1. Almástermésűek: Általános ismeretek – Alma. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BRÓZIK S., REGIUS J. 1957b: Termesztett gyümölcsfajtáink 1. Almástermésűek: Körte – Birs. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BULLA B., MENDÖL T. 1947: A Kárpát-medence földrajza. Egyetemi Nyomda, Budapest.
- CLAUS J. 1959: Az őszibarack és termesztése. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- CLAUS J. 1968: Az őszibarack és termesztése. 2. kiad. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- CSÖRE P. 1980: A magyar erdőgazdálkodás története. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- CSÖRE P. 1994: A vadászat története. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- CSÖRE P. 1997: Vadaskertek a régi Magyarországon. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- CZANIK S. 1957: Feketeribiszke. Hungarofruct, Budapest.
- CZANIK S. 1958: A feketeteribiszke termesztése. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- DOBOS L. 1960: A köszméte és termesztése debreceni módra. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- ELEK L. 1965: A gyümölcsstermelés területi elhelyezésének egyes kérdései. KE, Budapest. (kézirat)
- ELEK L. 1966a: A gyümölcsstermelés alakulása Magyarországon 1895–1959. Agrártört. Szemle 8: 272–302.
- ELEK L. 1966b: A gyümölcsstermő tájak és tájoptimumok kutatása. Földr. Ért., 5: 299–324.
- ERDEI F. 1937: Futóhomok. A Duna-Tisza-köz földje és népe. Athenaeum, Budapest.
- ERDEI F. 1971: Város és vidéke. Magyarország felfedezése. Szépirodalmi Kiadó, Budapest.
- FAZEKAS B. 1967: Mezőgazdaságunk a felszabadulás után. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- FÜR L. 1983: Kertés tanyák a futóhomokon (Tájtörténeti tanulmány). Akadémiai, Budapest.
- GÁRIC S. J. 2009: Gyümölcsstermelő körzetek. Agroforum 20(1, extra 28): 5–6.
- GÉCZY J. 2000: A köszméte, a ribiszke és a josta termesztése. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- GÖNDÖR J.-NÉ (szerk.) 2000: Körte. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- GÖRÖG L. 1954: Magyarország mezőgazdasági földrajza. Tervgazd. Kiadó, Budapest.
- G. TÓTH M. 1997: Gyümölcsészet. Primom Alapítvány, Nyíregyháza.
- GYOE 1939: Gyümölcsstermesztési tájak. A Magyar Gyümölcs 6: 229–232.
- GYÖRFFY Gy. 1975: A magyarok elődeiről és a honfoglalásról (benne: Anonymus gestája). Gondolat Kiadó, Budapest.
- GYÚRÓ F. (szerk.) 1974a: A gyümölcsstermesztés alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- GYÚRÓ F. (szerk.) 1974b: A gyümölcsstermesztés technológiája. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- GYÚRÓ F. (szerk.) 1976: Körte. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- GYÚRÓ F. (szerk.) 1990: Gyümölcsstermesztés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- HARMAT L., KOLLÁNYI L., PORPÁČY A., SZILÁGYI K. 1969, 1973: Bogyósgyümölcsűek (szamóca, málna, ribiszke, köszméte) termesztése. 1–2. kiad. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

- HARMAT L. (szerk.) 1987: Köszméte. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- HEGEDÜS Á., KOZMA P., NÉMETH M. 1966: A szőlő (*Vitis vinifera* L.) (Magyarország kultúrfldrója). Akadémiai Kiadó, Budapest.
- HROTKÓ K. (szerk.) 2003: Cseresznye és meggy. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- JÁVORKA S. 1948: Viruló természet. Új Idők Irod. Int., Budapest.
- JÁVORKA S., MALIGA P. (szerk.) 1969: A gesztenye (*Castanea sativa* Mill.) (Magyarország kultúrfldrója). Akadémiai Kiadó, Budapest.
- JESZENSZKY Á. (szerk.) 1972: Az eperfa (*Morus alba* L.) (Magyarország kultúrfldrója). Akadémiai Kiadó, Budapest.
- JESZENSZKY Á., KÁRPÁTI I. (szerk.) 1963: A füge (*Ficus carica* L.) (Magyarország kultúrfldrója). Akadémiai Kiadó, Budapest.
- KÁLLAY T.-NÉ., SZENCZI GY. 1985: Üzemi gyümölcstüftvényeink ma és 1990-ben. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- KÁRPÁTI Z. (szerk.) 1969: A növények világa II. köt. Gondolat Kiadó, Budapest.
- KÁRPÁTI Z., TERPÓ A. 1971: Alkalmazott növényföldrajz. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- KRING M. 1938: Magyarország határai Szent István korában. Emlékkönyv.
- KSH 1937: Magyarország állatállománya, gazdasági gép felszerelése és gyümölcsfaállománya az 1935. évben. Törvényhatóságok és községek (városok) szerint. Magyar Stat. Közlem. 100. (Stephaneum Nyomda), Budapest.
- KSH 1961: Az 1959. évi gyümölcsfa-összeírás községi adatai. KSH, Budapest.
- KSH 2002: Gyümölcstüftvények Magyarországon, 2001. (Összefoglaló adatok). KSH, Budapest.
- KOLLÁNYI L. (szerk.) 1996: Málna. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- KÓSA L., FILEP A. 1975: A magyar nép táj-történeti tagoldása. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- KOVÁCS S. (szerk.) 1977: Nyári gyümölcsök termesztése. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- LÁNG I., CSETE L., HARNOS ZS. 1983: A magyar mezőgazdaság agroökológiai potenciálja az ezredforduló. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- LÁSZLÓ Gy. 1944: A honfoglaló magyar nép élete. Magyar Élet, Budapest.
- LIPPAY J. 1667: Gyümölcsös kert. Cosmerovius Máté, Bécs.
- MARKOS Gy. 1962: Magyarország gazdasági földrajza. Közgazd. és Jogi Kiadó, Budapest.
- MAHÁCS M. 1928: Bogyógyümölcsűek termesztése. Pátria Nyomda, Budapest.
- MOHÁCSY M. 1946: A gyümölcsstermesztés kézikönyve. Pátria, Budapest.
- MOHÁCSY M. 1951: Őszibarack- (Barack-)termesztés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M. 1956 és 1960: A szilva termesztése és házi feldolgozása. 1–2. kiad. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., MAGYAR Gy. 1936: Dió-, mandula-,ogyoró- és gesztenyetermesztés. Pátria Nyomda, Budapest.
- MOHÁCSY M., MALIGA P. 1956: Cseresznye- és meggyetermesztés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., MALIGA P., ifj. MOHÁCSY M. 1959: Az őszibarack. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., MALIGA P., ifj. MOHÁCSY M. 1963 és 1967: Az őszibarack. 2–3. kiad. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., PORPÁCSY A. 1951: Dió, mandula,ogyoró, gesztenye. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., PORPÁCSY A. 1952: Bogyógyümölcsűek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., PORPÁCSY A. 1955: A körte termesztése és nemesítése. Birs. 2. kiad. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., PORPÁCSY M. 1956: Diótermesztés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., PORPÁCSY A. 1957a és 1960b: Ribizke és köszméte termesztése. 1–2. kiad. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., PORPÁCSY A. 1957b: Ribizke- és köszmététermesztés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., PORPÁCSY A. 1957c: A szamóca, a málna és a szeder termesztése. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., PORPÁCSY A. 1958: A körte termesztése és nemesítése. Birs. 3. kiad. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., PORPÁCSY A. 1959: A szamóca, a málna és a szeder termesztése. 2. kiad. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., PORPÁCSY A. 1960b: A ribizke és a köszméte termesztése. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., PORPÁCSY A., MALIGA P. 1957: Gesztenye, mandula,ogyoró. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOHÁCSY M., PORPÁCSY A., KOLLÁNYI L., SZILÁGYI J. 1965: Szamóca, málna, szeder. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- MOÓR P. 1911: A gyümölcsstermelés földrajzi elterjedése hazánkban. Pannónia Nyomda, Budapest.

- NAGY-TÓTH F. 1998: Régi erdélyi almák. Erdélyi Múz.-Egyl., Kolozsvár.
- NAGY-TÓTH F. 2006: Régi erdélyi körték és egyéb gyümölcsök. Erdélyi Múz.-Egyl., Kolozsvár.
- NYUITÓ F. 1958: A meggy termesztése. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- NYUITÓ F., SURÁNYI D. 1981: Kajsziarack. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- NYUITÓ F., TOMCSÁNYI P. 1959: Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- OKÁLYI I. 1954-1956: Gyümölcsstermelés I-II. köt. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- OMKSH 1897: A magyar korona országainak mezőgazdasági statisztikája. I. Az 1895. évi összeírás főbb eredményei községenként. OMKSH (Pesti Könyvkiadó), Budapest.
- OROSZ T. 1958: A kajszi termesztése. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- PAPP J. 1984: Bogyógyümölcsűek. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- PAPP J. (szerk.) 2004: A gyümölcsök termesztése 2. köt. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- PAPP J., PORPÁČY A. 1999a: I. Bogyógyümölcsűek. Szamóca, málna. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- PAPP J., PORPÁČY A. 1999b: II. Bogyógyümölcsűek. Szeder, ribiszke, köszméte, különleges gyümölcsök. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- PÉNZES B., SZALAY L. (szerk.) 2003: Kajszi. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- PETHŐ F. (szerk.) 1969: Almatermesztés. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- PETHŐ F. (szerk.) 1984: Alma. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- PÓR J., FALUBA Z. 1982: Cseresznye és meggy. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- PORPÁČY A. 1937: Jövedelmező körtetermesztés. Pátria Nyomda, Budapest.
- PORPÁČY A. 1972: Ribiszke. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- PORPÁČY A. (szerk.) 1987: Ribiszke, áfonya, bodza, fekete berkenye. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- PORPÁČY A., SZENTIVÁNYI P., BRÓZIK S. 1955: A dió (*Juglans regia* L.) (Magyarország kultúrflórája). Akadémiai Kiadó, Budapest.
- PRISZTER SZ. (szerk.) 1990: A húsos som (*Cornus mas* L.) (Magyarország kultúrflórája). Akadémiai Kiadó, Budapest.
- RAPAICS R. 1932: A magyarság virágai. Kir. Magy. Term.tud. Társ., Budapest.
- RAPAICS R. 1940: A magyar gyümölcs. Kir. Magy. Term.tud. Társ., Budapest.
- SIMON T. 1992: A magyarországi edényes flóra határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- SOLTÉSZ M. (szerk.) 1998: Gyümölcsfajta-ismeret és -használat. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- SOMOGYI S. 1984: A magyar nép kialakulásának és vándorlásának földrajzi környezete. in: Bartha A. (szerk.): Magyarország története I/1. köt. Előzmények és magyar történet 1242-ig. Akadémiai, Budapest. pp. 26-47.
- SURÁNYI D. 1982: A szenvedelmes kertész rácsudálkozásai. Magvető Kiadó, Budapest.
- SURÁNYI D. 1985: Kerti növények regénye. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SURÁNYI D. 1992: Magyar gyümölcs – múltban és jelenben. KÉE, Budapest. (egyetemi jegyzet)
- SURÁNYI D. 1994: Az ugyeri eperfák – Egy elfelejtett gyümölcsstermő faj termesztési hagyományai. *Studia Comitatensia* 23: 567-593.
- SURÁNYI D. 1999: Csonthéjas alanyfajták botanikai leírása. CGyKFI, Cegléd.
- SURÁNYI D. 2002: Gyümölcsöző sokfésűség. Akcident Nyomdaipari Kft., Cegléd.
- SURÁNYI D. 2005: A pomológiai értékek (hungarikumok) jövője a kárpótlások utáni helyzetben. Utóparaszti hagyományok és modernizációs törekvések a magyar vidéken. MTA Néprajztud. Int. – MTA Társad. kut. Központ. p. 395-407.
- SURÁNYI D. (szerk.) 2006a: Szilva. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- SURÁNYI D. 2006b: Magyarország gyümölcs-flórájának biológiai-ökológiai jellemzése (Hazai vadontermő, meghonosodott, elvadult és potenciális gyümölcsfajok, valamint termesztett gyümölcsfajták értékelése). Kanitzia 2006. 14: 137-206.
- SURÁNYI D. 2008: 140 éves génbank (A kunágotai Bereczki Máté fajtagyűjteményei). *Agrártört. Szemle* 44: 229-276.
- SURÁNYI D. 2010: Az „elfelejtett” naspolya a magyar kertészeti művelődéstörténetben *Kertgazdaság* 42: (in press)
- SURÁNYI D. (szerk.) 2011: A sárgabarack – *Armeniaca vulgaris* Mill. (Magyarország kultúrflórája). Szent István Egyetem Kiadó, Budapest. (in press)
- SZABÓ Z. (szerk.) 1941: A növény és élete II. köt. Kir. Magy. Term.tud. Társ., Budapest.
- SZAKÁTSY GY. 1940: Jövedelmező télialma termesztés. Magyar Gyümölcs, Budapest.
- SZAKÁTSY GY. 1943: Az almafák rendszeres termésének biztosítása. *A Magyar Gyümölcs* 10: 99-102.
- SZAKÁTSY GY., FENYVES P. 1951 és 1952: A téli alma nagyüzemi termelése. 1-2. kiad. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

- SZAKÁTSY GY., FENYVES P. 1959: A téli alma nagyüzemi termesztése. 3. kiad. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZÁNTÓ K. 1983: A katolikus egyház története I. köt. Ecclesia Kiadó, Budapest.
- SZÁNTÓ K. 1984: A katolikus egyház története II. köt. Ecclesia Kiadó, Budapest.
- SZENT BENEDEK Regulája 1995: ford. Söveges D. Bencés Kiadó, Pannonhalma.
- SZENTIVÁNYI P., HORN E., PEJOVICS B. 1976: Dió, gesztenye, mandula, mogyoró. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZENTIVÁNYI P., KÁLLAY T.-NÉ 2006: Dió. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- SZILÁGYI K. 1975, 1976: Szamóca. 1-2. kiad. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- SZÓTS S. 1941: Kajszi barack-termesztés. Magyar Gyümölcs, Budapest.
- TIMON B. 1974, 1976: Őszibarack. 1-2. kiad. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- TIMON B. 2000: Őszibarack. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- TIMON B. (szerk.) 1992: Őszibarack. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- TOMCSÁNYI P. 1960: Gyümölcsfajták irodalmi vonatkozásai (témadokumentáció). OMgK, Budapest.
- TOMCSÁNYI P. (szerk.) 1979: Gyümölcsfajtáink. Gyakorlati pomológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- TÓTH E., SURÁNYI D. 1980: Szilva. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- ZOLNAY L. 1977: Kincses Magyarország. Középkori művelődésünk történetéből. Magvető Kiadó, Budapest.
- ZOLNAY L. 1982: Az elátkozott Buda – Buda aranykora. Magvető Kiadó, Budapest.

ECOLOGICAL FRUIT GROWING IN CHANGING OF GROWING REGIONS AND DISTRICTS

D. SURÁNYI

Fruit Research Institute, H-2700 Cegléd, POB 33.

Key words: wild and introduced fruit species, history of fruit regions and districts, landscape growing of fruits

The pools favourable natural and ecological factors form the varied pomology in Carpathian Basin. The natural vegetation wild fruit species and cultivated forms, together the introduced and escape fruit-forms than 30 species growing means. Since earliest time positive effects are determined as the growing effectualness by the favourable geographical conditions, human factors and the concentration of fruit species and cultivars in growing regions and districts. The ecological, economic motives and social does not factor the historical traditions on the basis nor they became static growers regions and districts. Everything fruit species and cultivars of newer ecological changes, economic influences and urbanization potencies, as well as the type - and technological changes shape. These growing regions and districts situation and just then the main fruit species cropping volume and its ratio also alterable in the geographical district.

The paper several cases indicated and proved these changes character, trend and for nature apple, pear, sweet cherry, peach, apricot, plum, walnut, almond, strawberry, raspberry, gooseberry and black current cultivars in the event of. Since the ecological and botanical picturesque not closed – the climatic changes because of nor – new fruit species and kinds try out (Japanese plum, kiwi, nashi pear, pomegranate, persimmon, kumquat, figs, paw-paw, arbutus etc.), the study to that also referred. The paper the Hungarian literature total had worked up the local growing assistance in order.



1. ábra 300 éves vadkörtefa Gulácson (2001)

Figure 1. Of 300 hundred ago wild pear tree in Gulács (2001)

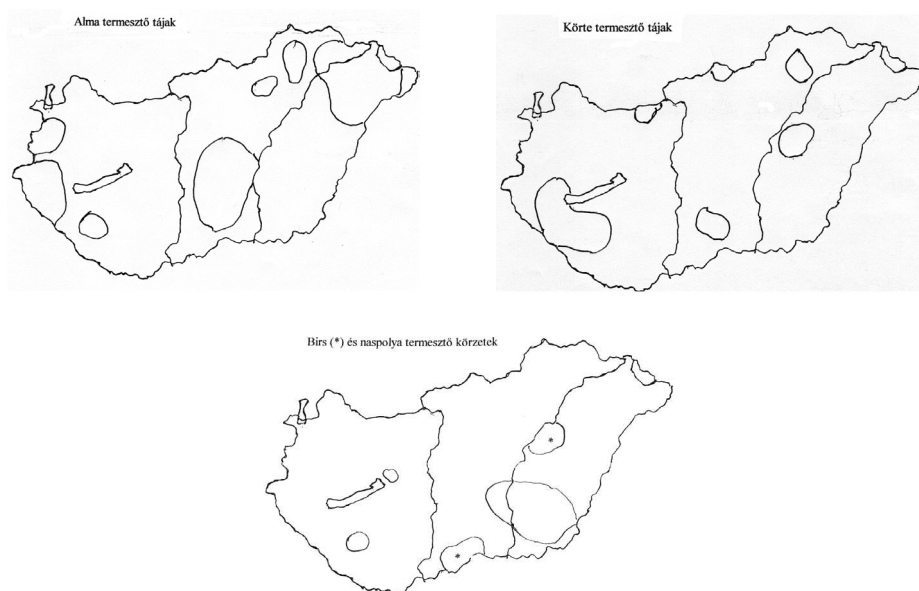


2. ábra Ligeti szőlő a Tisza árterében (Csongrád, 2002)

Figure 2. Of age of Methuselah *Vitis sylvestris* in Csongrád near river Tisza (2002)



3. ábra Ezeréves gesztenyefa Kőszeg-Meszesvölgyben (JÁVORKA és MALIGA 1969)
Figure 3. Of 1000 year ago chestnut tree in Kőszeg-Királyvölgy (JÁVORKA and MALIGA 1969)

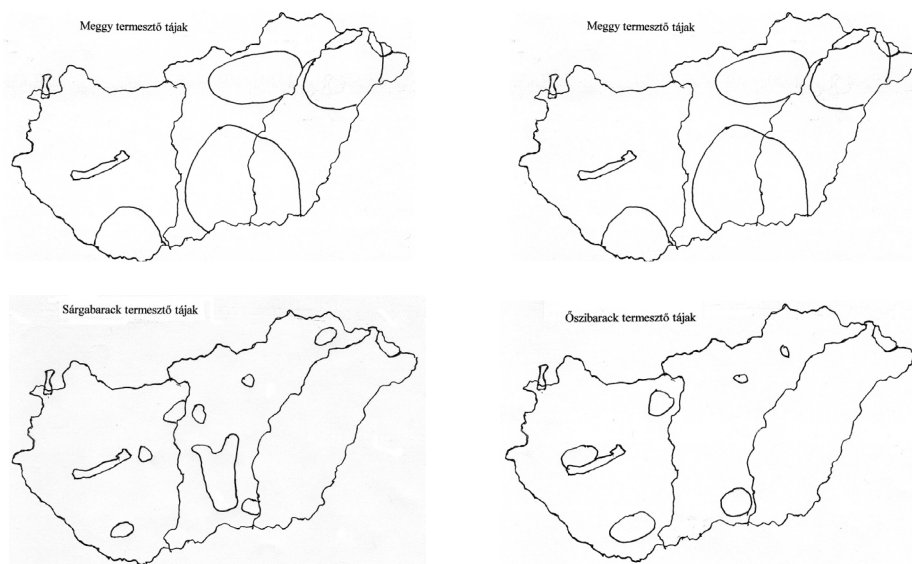


4. ábra Gyümölcsstermesztő tájak és körzetek Magyarországon (eredeti térkép)

I. Almatermésűek: a. Alma b. Körte c. Birs és naspolya

Figure 4. Fruit growing regions and districts in Hungary (original map)

I. Pome fruits: a. Apple b. Pear c. Quince and Medlar

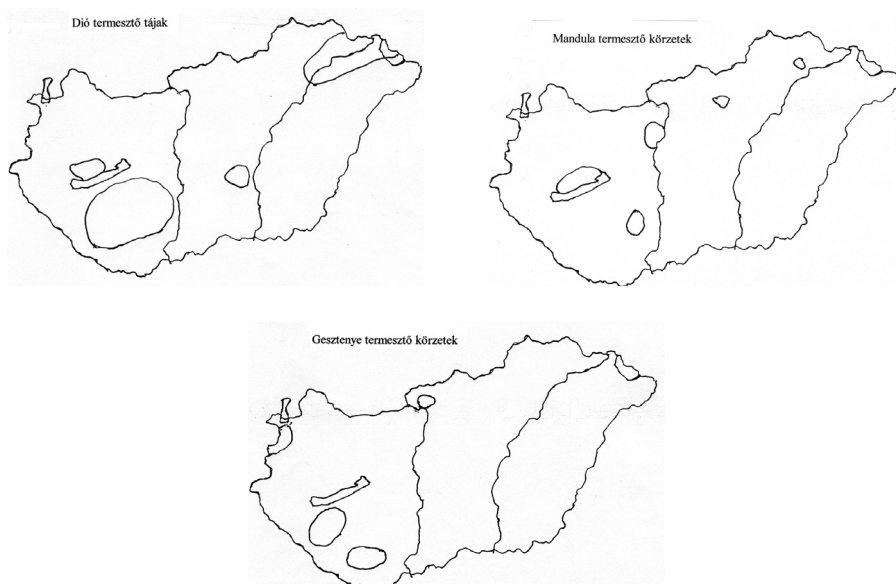


5. ábra Gyümölcs termesztő tájak és körzetek Magyarországon (eredeti térkép)

II. Csonthéjas termések: a. Cseresznye b. Meggy c. Sárgabarack d. Őszibarack e. Szilva

Figure 5. Fruit growing regions and districts in Hungary (original map)

II. Stone fruits: a. Sweet cherry b. Sour cherry c. Apricot d. Peach e. Plum

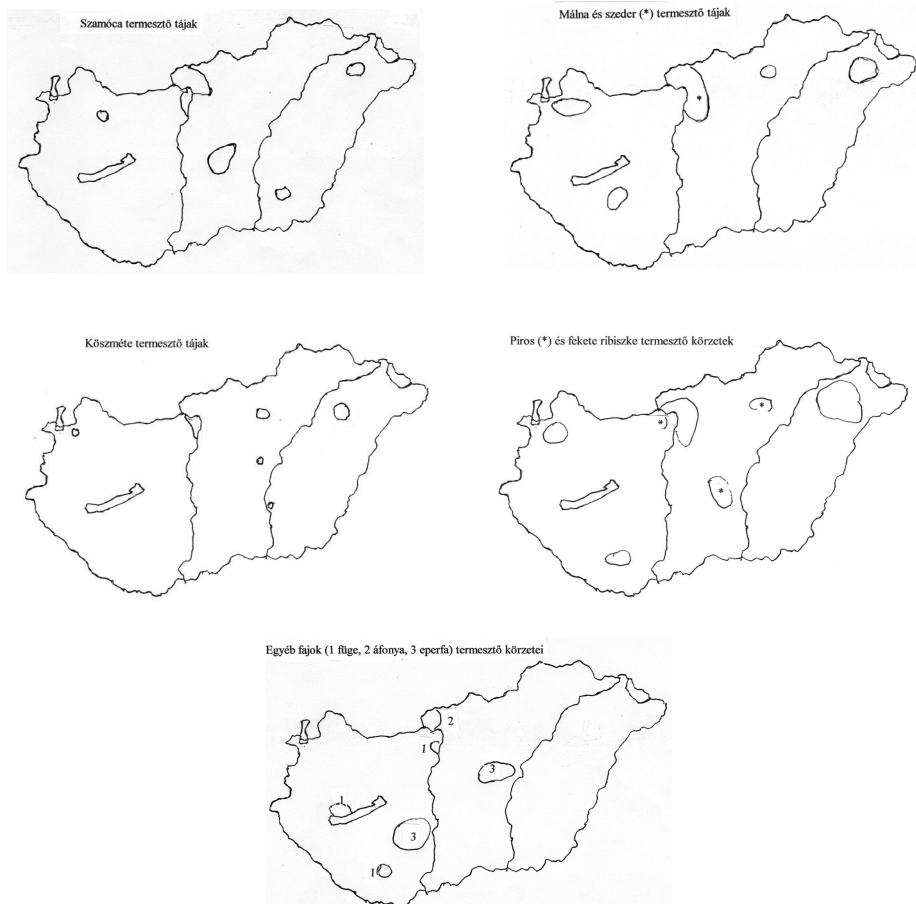


6. ábra Gyümölcs termesztő tájak és körzetek Magyarországon (eredeti térkép)

III. Héjasgyümölcsűek: a. Dió b. Mandula c. Gesztenye

Figure 6. Fruit growing regions and districts in Hungary (original map)

III. Crusty fruits: a. Walnut b. Almond c. Chestnut



7. ábra Gyümölcsstermesztő tájak és körzetek Magyarországon (eredeti térkép)
 IV. Bogyósok és egyéb gyümölcsfajok: a. Szamóca b. Málna és szeder c. Köszméte
 d. Piros és fekete ribiszke e. Egyéb fajok: füge, áfonya és eperfa
 Figure 7. Fruit growing regions and districts in Hungary (original map)
 IV. Berry fruits and other species: a. Strawberry b. Raspberry and Bramble
 c. Gooseberry d. Red and Black currant e. Other fruits: fig, cranberry and mulberry

AZ ELSŐDLEGES ÉS MÁSODLAGOS MEZSGYÉK NÖVÉNYZETÉNEK ÖSSZEHASONLÍTÓ VIZSGÁLATA A BATTONYAI GRÁNIC ÉS CSÁRDA-DÜLŐ PÉLDÁJÁN

CSATHÓ András István

Szent István Egyetem, Növényteni és Ökofiziológiai Intézet
2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: csatho@mezsgyevedelem.hu

Kulcsszavak: elsődleges és másodlagos mezsgyék, löszpusztarét, sztyepp, fragmentáció, tájtörténet, Csanádi-hát.

Összefoglalás: A tanulmány két, egymás közelében, nagyjából párhuzamosan futó, egyaránt 4,140 km hosszú, hasonló szélességű, ugyanakkor eltérő eredetű mezsgyeszakasz hajtásos növényzetét hasonlítja össze. A „Gránic” Battonya ősi határmezsgyéje, a „Csárda-dülő” egy kb. a 19. században kijelölt földút. A két mezsgyéről 2010 és 2011-ben, három bejárás során, összesen 171 hajtásos növényfaj került elő. A Gránicról 143 faj, a Csárda-dülőről 121 faj előfordulását sikerült kimutatni. Ebből 93 faj mindkét mezsgyéről, 50 csak a Gránicról, 28 pedig csak a Csárda-dülőről vált ismertté. Noha a két mezsgyeszakasz egymás közvetlen közelében helyezkedik el, esetükben az élettelen környezeti feltételek igen hasonlóak, mégis a védelem alatt álló növényfajok mindegyike (*Anchusa barrelieri*, *Inula germanica*, *Ornithogalum brevistylum*, *Sternbergia colchiciflora*, *Vinca herbacea*), továbbá a természetvédelmi szempontból jelentős sztyeppfajok jelentős része (pl. *Elymus hispidus*, *Euphorbia salicifolia*, *Thalictrum minus*, *Viola ambigua*) rendre csak az elsődleges mezsgyének számító Gránicról került elő.

Bevezetés

A löszsztyepp-növényzet ősi megmaradt állományai akár egészen kis kiterjedésük ellenére is kiemelkedő természeti értéket képviselnek (ZÓLYOMI 1969). E fragmentumok egyik jellemző fennmaradási helyeit az utak, vasutak, közigazgatási határvonalak mentén megőrződött mezsgyék jelentik.

Természetvédelmi jelentőségük szempontjából gyakran lényegi különbség tapasztalható az ősi vegetációból egy szeletet őrző „elsődleges” és a már szántásból felhagyott „másodlagos mezsgyék” között (CSATHÓ 2005). A jelen tanulmány egy konkrét példát mutat be e két típus közötti különbségre.

A Tiszántúlról eddig részletesebb leírással, alaposabb fajlistával jellemzett, leginkább mezsgyéken fennmaradt kis kiterjedésű (néhány – néhány tíz méter széles) sztyepprétfagmentumok – érthetően – szinte minden esetben ősi, elsődleges állományok (pl. CSATHÓ 2001, CSATHÓ ÉS CSATHÓ 2011, JAKAB ÉS SALLAINÉ KAPOCSI 2010, JANKÓ ÉS ZÓLYOMI 1962, JOÓ 2003, KERTÉSZ 1996, KISS 1964, 1968, MOLNÁR 1997, PENKSZA et al. 2011, SARKADI 2001, 2003, SZENTES et al. 2010, VIRÓK 1996, VONA ÉS PENKSZA 2004). Ez még abban az esetben is igaz, ha a tanulmány esetleg degradált állományt mutat be (pl. CSATHÓ 2010a, 2011a, TÓTH ÉS TÖRÖK 1996). Jelen dolgozat újdonságát éppen az adja, hogy a hazai szakirodalomban szinte első alkalommal közöl összehasonlítást egy azonos tájrészletben lévő elsődleges és másodlagos mezsgye növényzetéről.

A szerző a jelen vizsgálatról előadást tartott a VII. Kárpát-medencei Biológiai Szimpóziumon, e tanulmány az előadáskötetben megjelent összefoglaló (CSATHÓ 2011b) javított, kiegészített változata.

Anyag és módszer

A vizsgálat tárgyát két, Battonya közelében, a lakott területtől északkeleti irányban található mezsgye képezi. A város a Maros–Körös közén, a Csanádi-háton fekszik.

A „Gránic” Battonya igen régi határmezsgyéje. Neve valószínűleg szerb eredetű (граница = határ, mezsgye), a török után a településre szerb határőröket telepítettek, akiknek leszármazottai ma is a város egyik jelentős kisebbségét alkotják. A jelen vizsgálat során Battonya közigazgatási határán végigfutó mezsgyének azt a szakaszát tanulmányoztam, amelynek déli végpontja a Forgách-dűlő (Forgách-fasor) nevű földút, a legészakabbi pedig az pont, ahol a mezsgye Magyardombegyház közelében szántóföldek között véget ér. E szakasz hosszúsága 4,140 km. A Gránic e helyen a déli részen Battonya és Dombegyház, északabbra Battonya és Kisdombegyház, majd legészakabbra Battonya és Magyardombegyház közigazgatási határát jelöli. A határvonal múltjára utal, hogy rajta néhány régi határdombot is sikerült azonosítani (vö. TAKÁCS 1987). E kis dombok kb. 1 m magasak és kb. 6 m átmérőjűek. Néhány helyen a határárok maradványa is felismerhető. A vizsgált szakasz végig szántóföldek között fut, ún. „szabadmezsgye” (CSATHÓ 2009). A gypsáv átlagos szélessége kb. 8-10 m. Különböző fák (elsősorban akác) és cserjék gyakorlatilag végig jelen vannak a mezsgyén, néhány szakasz tulajdonképpen erdősávnak is tekinthető.

A „Csárda-dűlő” a Grániccal közel párhuzamos, attól nyugatra elhelyezkedő, észak–dél irányú földút. Nevét a Dombegyházi útból való kiágazása mellett egykor üzemelő csárdáról kapta, amely megőrzendő épülete ma is áll. A földút jelenleg már megszakad, mert a Forgách-fasortól délre lévő szakaszát elszántották. A vizsgált szakasz déli végpontja – csakúgy mint a Gránic esetében – a Forgách-fasor (Forgách-dűlő). A Csárda-dűlő észak felé a Gránic végpontjánál túlnyúlik, de a felmérésben csak a vizsgálat határmezsgye-szakasszal azonos hosszúságú, tehát 4,140 km hosszú szakaszával dolgoztam. A dűlőút nyugati mezsgyéje folytonos, a keleti viszont – korábbi elszántások miatt – hosszabb szakaszokon is hiányzik. A nyugati mezsgye szélessége kb. 6,5 m.

A két vizsgált mezsgye, a Gránic és a Csárda-dűlő nagyjából párhuzamosan, egymástól kb. 950 m átlagos távolságban húzódik, közöttük a legnagyobb távolság (délen): 1 250 m, a legkisebb (északon): 570 m.

A Csárda-dűlő a tájrészlet szabályos, észak–déli, illetve kelet–nyugati irányultságú, sakktáblaszerű elrendezését követi, míg az ősi határmezsgye lefutása ettől a szerkezettől valamelyest eltér, vonala sem teljesen egyenes. A határvonalaknak e kissé szabálytalan alakja gyakran utal azoknak régi kijelölésére, és így a mezsgye ősiségére.

Az első katonai felmérés (1783) nem jelöli a Gránic e szakaszát, mivel csak a vármegehatárokat tünteti fel, az egyes települések közigazgatási határvonalait nem. A térkép nagy összefüggő gyepterületeket, pusztákat ábrázol ezen a részen, elszórtan szállásokkal. Az 1860-ban készült második katonai felvételezés térképlapja viszont már a mai helyén jelzi a határmezsgyét, amely akkor még északon nem szakadt meg, hanem felnyúlt a Cikó-halomtól („Cziko halom”) a mai Magyardombegyházra („Reformátis Dombegyház”) tartó földútig. A térkép már ábrázolja a Csárda-dűlőt is, valamint egy, a Csárda-dűlő és a Gránic között, az előbbivel párhuzamosan futó földutat (az ún. Erdő-dűlőt) is. Ennek a földútnak a teljes északi szakaszát mára már elszántották. A földutakat ekkor számos tanya kísérte. A harmadik katonai térképezés ehhez hasonló állapotot rögzít, mint ahogy az 1950-ből származó katonai térkép is. A határrész korábban kiterjedt tanyavilágából mára

mindössze egyetlen tanya maradt, amely a Csárda-dűlő északi részétől kevéssel nyugatra áll, továbbá egy tanyahely található még a Csárda-dűlő és a Gránic vizsgált szakaszának déli részei között, az Erdő-dűlőtől keletre.

A Gránic fentebb meghatározott szakaszát először 2000.07.10-én láttam. Ekkor egy Battonya város egész közigazgatási határára kiterjedő madártani vizsgálat, egy fészkelőállomány-ponttérképezés keretében jártam végig a határmezsgyét. A degradált növényzetű, fel-felnyíló erdősáv mentén nagy meglepetésre komoly botanikai értékekre bukkantam. Ekkor a megtalált növényfajok közül csak a florisztikai vagy természetvédelmi szempontból jelentősebbeket jegyeztem fel. Felírtam e fontosabb fajok jellemző gyakorisági értékét, a legértékesebb fajok esetében a sarjtelemek hozzávetőleges méretét (hosszúság \times szélesség) is megbecsültem. A mezsgye egyik középső szakaszát ekkor még kaszálták.

A határmezsgye felmérése után a közeli földúton, a Csárda-dűlőn haladtam visszafelé, ahol szintén első alkalommal jártam.

Ez a Gránic-szakasz ezt követően hosszabb időre kiesett a vizsgált mezsgyék köréből, több mint tíz évig nem történt újabb bejárás a területen. 2010.07.29-én, az első bejárás tizedik évfordulója után mindössze 19 nappal, újból felmértem a mezsgyét. Eredetileg azzal a kérdéssel kerestem fel ismét a területet, hogy a rendelkezésre álló adatokból vajon milyen következtetéseket lehet levonni az egy évtized alatt bekövetkezett változásokról. A 2010. nyári felmérés során a hajtásos növényfajokra nézve teljességre törekvő fajlistát készítettem. Minden fajnál megadtam a gyakorisági értékét is egy tízfokozatú skála szerint (szálanként, igen ritka, ritka, ritka–szórványos, szórványos, szórványos–gyakori, gyakori, igen gyakori, tömeges, uralkodó). A ritkább fajok előfordulásait részletesebben is dokumentáltam, az állományok térbeli helyzetét GPS segítségével rögzítettem, a sarjtelemek hosszát és szélességét mérőszalaggal lemértem.

2010.07.29-én, miután a határmezsgyét végigjártam, visszafelé, csakúgy mint az első bejárásakor, szintén a jobban járható közeli földúton, a Csárda-dűlőn haladtam. Ekkor tűnt fel, hogy a két közeli mezsgye tulajdonképpen az elsődleges és másodlagos mezsgyék egy-egy szemléletes példája, így a helyszín a két típus összehasonlítására különösen alkalmas. Másnap, 2010.07.30-án tehát már azzal a szándékkal mentem vissza a Csárda-dűlőre, hogy azonos módszertant követve ott is elkészítsem a gypsáv fajlistáját.

Minél teljesebb fajlisták készítése érdekében 2010.09.17-én egy rövidebb, majd 2011.04.28-án egy alaposabb újabb bejárást végeztem a két mezsgyén.

Az alapvetően szubjektív tömegességi értékek pontosságát a vizsgálat esetében jelentősen növelte, hogy azonos felmérő, azonos számú bejárás során, azonos (vagy egymás utáni) napokon becsülte az egyes fajok gyakoriságát.

Eredmények

A Gránic nevű határmezsgyéről az első, 2000.07.10-ei bejárásakor került elő az *Inula germanica* jelentős állománya és a *Thalictrum minus*. Ezeken felül a következő fajokat jegyeztem még fel aznap a területen: *Aristolochia clematitis*, *Bromus inermis*, *Centaurea scabiosa* subsp. *spinulosa*, *Cerinthe minor*, *Euphorbia salicifolia*, *E. virgata*, *Falcaria vulgaris*, *Hyoscyamus niger*, *Salvia nemorosa*, *S. verticillata*, *Verbascum chaixii* subsp. *austriacum*.

Szintén azon a napon találtam meg a *Fallopia* × *bohemica* jelentős állományát a Csárda-dűlő mentén, amely a taxon máig legnagyobb ismert állományát jelenti a Csanádi-háton. Ez volt az özönnövény első battonyai adata. Más növényfajt akkor nem jegyeztem föl a földút mentén.

2010.07.29-én az alaposabb felméréssel összesen 107 hajtásos növényfaj került elő a Gránicról.

A tíz évvel azelőtti bejárás során feljegyzett 13 növényfaj közül 12-t sikerült megtalálni ekkor. A 2000-ben feljegyzett fajok közül egyedül a *Hyoscyamus niger* nem került elő, amely akkor is csak szálanként fordult elő, mindössze 1 tövét találtam a mezsgyén. Az *Inula germanica*-sarjtelemek száma, elhelyezkedése és mérete nagyjából a tíz évvel ezelőtti állapotnak volt megfeleltethető. A becsült gyakorisági értékek is többé-kevésbé hasonlóak voltak az egyes fajok esetében. A mezsgye állapota azonban – többek között a kaszálás felhagyása miatt is – romlott, még degradáltabbá vált, a fák és cserjék borítása növekedett.

2010.07.30-án a Csárda-dűlő első alaposabb felmérésekor 86 növényfajt sikerült megtalálni a földút mentén.

2010.09.17-én egy rövidebb, részben inkább pontszerű, majd 2011.04.28-án egy alaposabb újabb bejárás során a Gránic flóralistáját 8, majd 28, a Csárda-dűlőét 7, majd szintén 28 fajjal sikerült kiegészíteni.

Csak 2011.04.28-án került elő a mezsgyepár talán legjelentősebb botanikai értéke, a vetővirág (*Sternbergia colchiciflora*). A védett faj Gránicon való jelenlétének felfedezése egy véletlennek volt köszönhető, az első tövet egy hörcsöglyuknak köszönhetően vettem észre. A rágszáló ugyanis az ürege előtt rágasával, taposásával egy nyitottabb részt alakított ki, a vetővirág-tő pont ebből az apró tisztásból hajtott elő, az erős konkurencia miatt csak ezért vált észrevehetővé. A megtalált állomány kb. néhány tíz töre tehető. A leveles állapotban lévő példányok között termést érlelő tö is akadt.

A két mezsgyén 2010–2011-ben, a három utóbbi bejárás során, összesen 171 hajtásos növényfaj került elő, a Gránicon 143 faj, a Csárda-dűlőn 121 faj. Ebből 93 faj mindkét mezsgyről, 50 csak a Gránicról, 28 pedig csak a Csárda-dűlőről vált ismertté. A meghatározott hajtásos növényfajokat mutatja be az 1. táblázat. A táblázatban alkalmazott nevezéktan terén KIRÁLY (2009) munkáját tekintetem irányadónak.

A Csárda-dűlő oszlopában megjelölt fajok szinte mindegyike a földút nyugati mezsgyéjén is előkerült, mindössze két olyan faj van – az *Alopecurus pratensis* és a *Hypericum perforatum* –, amelyeket csak a keleti mezsgyén találtam.

A bejárások során a mezsgyékről néhány zoológiai adatot is gyűjtöttem. A legjelentősebb a fokozottan védett atracélcincér (*Pilemia tigrina*) megkerülése. 2011.04.28-án találtam egy korábban ismeretlen kis populációjára, amely egy mindössze kb. 50 töves, rég óta elszigetelt, néhány négyzetméteres (kb. 12×7 m) területen élő *Anchusa barrelieri*-állományon maradt fenn (5 pld.-t láttam, UTM: ES03). Megemlítendő faunisztikai adat még a parlagi sas (*Aquila heliaca*) is: 2010.07.29-én 1 immatur pld.

1. táblázat A battonyai Gránic és Csárda-dűlő mezsgyékről 2010–2011-ben előkerült hajtásos növényfajok és azok gyakorisági értékei. Az oszlopokban található számok a fajok becsült tömegességi kategóriáit jelentik: 1: szálsként–igen ritka, 2: ritka, 3: ritka–szórványos, 4: szórványos, 5: szórványos–gyakori, 6: gyakori, 7: igen gyakori, 8: tömeges, 9: uralkodó. A fajok a gyakorisági értékeik két mezsgye között tapasztalható különbségeinek sorrendjében állnak. A táblázat elején a csak a Gránicról előkerült, majd az ott gyakoribb, a táblázat végén a Csárda-dűlőn gyakoribb, majd a csak onnan előkerült növények szerepelnek. A természetvédelmi szempontból legértékesebb sztyeppfajok neveit félkövérszedéssel emeltem ki.

	Tudományos név	Gránic	Csárda-dűlő
1	<i>Euonymus europaeus</i>	6	
2	<i>Gleditsia triacanthos</i>	5	
3	<i>Arctium minus</i>	4	
4	<i>Astragalus cicer</i>	4	
5	<i>Chenopodium strictum</i>	4	
6	<i>Euphorbia salicifolia</i>	4	
7	<i>Galium mollugo</i>	4	
8	<i>Inula germanica</i>	4	
9	<i>Poa trivialis</i>	4	
10	<i>Rumex patientia</i>	4	
11	<i>Salvia verticillata</i>	4	
12	<i>Scutellaria hastifolia</i>	4	
13	<i>Thalictrum minus</i>	4	
14	<i>Brassica × napus</i>	3	
15	<i>Carex spicata</i>	3	
16	<i>Chenopodium hybridum</i>	3	
17	<i>Ornithogalum boucheanum</i>	3	
18	<i>Ornithogalum brevistylum</i>	3	
19	<i>Sonchus asper</i>	3	
20	<i>Triticum aestivum</i>	3	
21	<i>Ulmus minor</i>	3	
22	<i>Anthriscus cerefolium</i>	2	
23	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	2	
24	<i>Centaurea scabiosa</i> subsp. <i>spinulosa</i>	2	
25	<i>Elaeagnus angustifolia</i>	2	
26	<i>Elymus hispidus</i>	2	
27	<i>Euphorbia cyparissias</i>	2	
28	<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	2	
29	<i>Juglans regia</i>	2	
30	<i>Medicago sativa</i>	2	
31	<i>Melica altissima</i>	2	
32	<i>Ornithogalum kochii</i>	2	
33	<i>Reseda lutea</i>	2	
34	<i>Rhamnus catharticus</i>	2	
35	<i>Rosa canina</i>	2	
36	<i>Rosa corymbifera</i>	2	
37	<i>Sinapis arvensis</i>	2	
38	<i>Tripleurospermum perforatum</i>	2	

1. táblázat folytatása

Contd Table 1.

39	<i>Vinca herbacea</i>	2	
40	<i>Anchusa barrelieri</i>	1	
41	<i>Calamagrostis epigeios</i>	1	
42	<i>Carduus crispus</i>	1	
43	<i>Clinopodium vulgare</i>	1	
44	<i>Epilobium hirsutum</i>	1	
45	<i>Heliotropium europaeum</i>	1	
46	<i>Sternbergia colchiciflora</i>	1	
47	<i>Thlaspi arvense</i>	1	
48	<i>Valerianella locusta</i>	1	
49	<i>Viola ambigua</i>	1	
50	<i>Ulmus laevis</i>	1	
51	<i>Aristolochia clematitis</i>	5	1
52	<i>Bromus inermis</i>	6	2
53	<i>Hypericum perforatum</i>	4	1
54	<i>Celtis occidentalis</i>	5	2
55	<i>Cerinthe minor</i>	4	2
56	<i>Artemisia vulgaris</i>	6	4
57	<i>Carduus acanthoides</i>	6	4
58	<i>Inula britannica</i>	2	1
59	<i>Morus alba</i>	2	1
60	<i>Persicaria amphibia</i>	2	1
61	<i>Thlaspi perfoliatum</i>	2	1
62	<i>Bromus tectorum</i>	3	2
63	<i>Stachys annua</i>	3	2
64	<i>Falcaria vulgaris</i>	5	4
65	<i>Prunus spinosa</i>	5	4
66	<i>Verbena officinalis</i>	5	4
67	<i>Atriplex oblongifolia</i>	6	5
68	<i>Torilis arvensis</i>	6	5
69	<i>Veronica sublobata</i>	6	5
70	<i>Galium aparine</i>	7	6
71	<i>Urtica dioica</i>	7	6
72	<i>Bromus sterilis</i>	8	7
73	<i>Robinia pseudoacacia</i>	8	7
74	<i>Elymus repens</i>	9	9
75	<i>Ballota nigra</i>	7	7
76	<i>Cardaria draba</i>	7	7
77	<i>Convolvulus arvensis</i>	7	7
78	<i>Silene alba</i>	7	7
79	<i>Amaranthus retroflexus</i>	6	6
80	<i>Chenopodium album</i>	6	6
81	<i>Cynoglossum officinale</i>	6	6
82	<i>Fallopia convolvulus</i>	6	6
83	<i>Rubus caesius</i>	6	6
84	<i>Sambucus nigra</i>	6	6

1. táblázat folytatása

Contd Table 1.

85	<i>Stellaria media</i>	6	6
86	<i>Arctium lappa</i>	5	5
87	<i>Conium maculatum</i>	5	5
88	<i>Lamium purpureum</i>	5	5
89	<i>Poa angustifolia</i>	5	5
90	<i>Amaranthus powellii</i>	4	4
91	<i>Bryonia alba</i>	4	4
92	<i>Echinochloa crus-galli</i>	4	4
93	<i>Euphorbia virgata</i>	4	4
94	<i>Onopordum acanthium</i>	4	4
95	<i>Salvia nemorosa</i>	4	4
96	<i>Veronica polita</i>	4	4
97	<i>Asperugo procumbens</i>	3	3
98	<i>Cirsium vulgare</i>	2	2
99	<i>Fumaria schleicheri</i>	2	2
100	<i>Lycopus exaltatus</i>	2	2
101	<i>Alopecurus pratensis</i>	1	1
102	<i>Cyperus fuscus</i>	1	1
103	<i>Linaria vulgaris</i>	1	1
104	<i>Panicum ruderales</i>	1	1
105	<i>Papaver rhoeas</i>	1	1
106	<i>Persicaria maculosa</i>	1	1
107	<i>Plantago uliginosa</i>	1	1
108	<i>Solanum dulcamara</i>	1	1
109	<i>Taraxacum officinale</i>	1	1
110	<i>Cynodon dactylon</i>	6	7
111	<i>Phragmites australis</i>	6	7
112	<i>Dactylis glomerata</i>	5	6
113	<i>Lathyrus tuberosus</i>	5	6
114	<i>Datura stramonium</i>	4	5
115	<i>Solanum nigrum</i>	4	5
116	<i>Verbascum chaixii</i> subsp. <i>austriacum</i>	4	5
117	<i>Xanthium italicum</i>	4	5
118	<i>Abutilon theophrasti</i>	3	4
119	<i>Lactuca serriola</i>	3	4
120	<i>Conyza canadensis</i>	1	2
121	<i>Descurainia sophia</i>	1	2
122	<i>Potentilla supina</i>	1	2
123	<i>Veronica persica</i>	1	2
124	<i>Cirsium arvense</i>	4	6
125	<i>Lolium perenne</i>	4	6
126	<i>Lycium barbarum</i>	4	6
127	<i>Setaria verticillata</i>	4	6
128	<i>Setaria viridis</i>	4	6
129	<i>Atriplex patula</i>	3	5
130	<i>Bromus japonicus</i>	2	4

1. táblázat folytatása

Contd Table 1.

131	<i>Veronica arvensis</i>	2	4
132	<i>Bromus hordeaceus</i>	1	3
133	<i>Geranium pusillum</i>	1	3
134	<i>Persicaria lapathifolia</i>	1	3
135	<i>Poa annua</i>	1	3
136	<i>Polygonum aviculare</i> agg.	3	6
137	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	2	5
138	<i>Hordeum murinum</i>	2	6
139	<i>Setaria pumila</i>	2	6
140	<i>Sorghum halepense</i>	2	6
141	<i>Achillea millefolium</i> agg.	1	5
142	<i>Ambrosia artemisifolia</i>	1	6
143	<i>Sclerochloa dura</i>	1	6
144	<i>Adonis aestivalis</i>		1
145	<i>Asparagus officinalis</i>		1
146	<i>Chenopodium urbicum</i>		1
147	<i>Cornus sanguinea</i>		1
148	<i>Coronopus squamatus</i>		1
149	<i>Cucumis sativus</i>		1
150	<i>Daucus carota</i> subsp. <i>Carota</i>		1
151	<i>Fumaria vaillantii</i>		1
152	<i>Lamium amplexicaule</i>		1
153	<i>Leonurus cardiaca</i>		1
154	<i>Malva pusilla</i>		1
155	<i>Ranunculus sceleratus</i>		1
156	<i>Silybum marianum</i>		1
157	<i>Carex praecox</i>		2
158	<i>Consolida regalis</i>		2
159	<i>Euphorbia helioscopia</i>		2
160	<i>Hemerocallis fulva</i>		2
161	<i>Hibiscus trionum</i>		2
162	<i>Malva sylvestris</i>		2
163	<i>Sambucus ebulus</i>		2
164	<i>Mentha longifolia</i>		3
165	<i>Arctium tomentosum</i>		4
166	<i>Arrhenatherum elatius</i>		4
167	<i>Cuscuta campestris</i>		4
168	<i>Digitaria sanguinalis</i>		4
169	<i>Portulaca oleracea</i>		4
170	<i>Rumex stenophyllus</i>		4
171	<i>Fallopia</i> × <i>bohemica</i>		7
	Összesen (fajszám):	143	121

Megvitatás

A két jellemzett mezsgyeszakasz több szempontból is alkalmas az összehasonlításra. Egymás közvetlen közelében találhatók, azonos hosszúságúak, hasonló szélességűek és egymással nagyjából párhuzamosan helyezkednek el. Azonos talajtípuson és kitettségben található gyepszávok a táj többi részétől jellegében eltérő régi érmedret, a mára csatornázott Cigányka-eret is hasonló módon, közel merőleges irányban keresztezik.

A Csárda-dűlő – nem utolsó sorban a néhány szakaszán még megtalálható kezelés (kaszálás) miatt – nyitottabb, míg a nehezebben megközelíthető, csak szántóföldekkel határolt Gránic elhanyagoltabb, nagyobb a fás szárú fajok borítása, ezért a földútmezsgyén több generalista szárazgyepi faj és vetési gyom is magasabb borítási értékkel van jelen.

Az ültetett fajok (pl. lepényfa, japánkeserűfű) jelenléte elsősorban a telepítéstől függ, ezért előfordulásaikból jelen esetben nem érdemes különösebb következtetéseket levonni.

A 2010-es vizes évnek köszönhetően kis mennyiségben, ideiglenesen megjelent néhány a belvizes szántóföldekre jellemző faj is a mezsgyék szélein (pl. *Bolboschoenus maritimus*, *Cyperus fuscus*, *Plantago uliginosa*, *Potentilla supina*).

A földút miatt, természetesen, a taposott élőhelyekre jellemző növényfajok jóval magasabb gyakorisági értékekkel szerepelnek a Csárda-dűlőn (pl. *Sclerochloa dura*, *Polygonum aviculare* agg., *Lolium perenne*), vagy csak onnan kerültek elő (*Cuscuta campestris*, *Coronopus squamatus*).

A legjelentősebbek azonban az ősi löszpusztaréti fajok előfordulási adatai. A két mezsgyéről a következő, „elsődleges területeket jelző” fajok (A kategória) (CSATHÓ 2010b) kerültek elő: *Elymus hispidus*, *Inula germanica*, *Sternbergia colchiciflora*, *Thalictrum minus*, *Vinca herbacea*. Mind az öt faj előfordulása kizárólag a régi határmezsgyéről, a Gránicról vált ismertté. Az „elsődleges területekre jellemző” fajokat (B kategóira) az *Anchusa barrelieri*, *Asparagus officinalis*, *Centaurea scabiosa* subsp. *spinulosa*, *Euphorbia salicifolia* és a *Viola ambigua* képviseli. Ezek közül négy faj szintén csak a Gránicról került elő, míg az *Asparagus officinalis*-t csak a Csárda-dűlőn találtam meg (mindössze néhány tövet). A további kategóriák fajszaímaít is tartalmazza a 2. táblázat.

2. táblázat A különböző elsődlegességet/másodlagosságot jelző kategóriákba tartozó fajok száma a Gránic és a Csárda-dűlő mezsgyéken

Kategória	Meghatározás	Gránic	Csárda-dűlő	összesen
A	Elsődleges területeket jelző	5 (100%)	0 (0%)	5
B	Elsődleges területekre jellemző	4 (80%)	1 (20%)	5
C	Jobb, régi parlagokon is megjelenő	8 (100%)	2 (25%)	8
D	Óparlagokon gyakran megjelenő	9 (100%)	6 (66,7%)	9

Az eredmények összhangban vannak az elsődleges és másodlagos területek növényfajairól korábban leírtakkal (CSATHÓ 2010b, MOLNÁR 1998).

A Gránicról számos, a löszpusztaréti-állományokra lokálisan jellemző faj hiányzik. Ezek jellemzően az egyévesek (pl. *Cerastium brachypetalum*, *C. tenoreanum*, *Cruciata*

pedemontana, *Myosotis ramosissima*, *Rhinanthus rumelicus*), az egyéb kistermetű fajok (*Ajuga genevensis*, *Carex praecox*, *Fragaria viridis*, *Ranunculus pedatus*, *Stellaria graminea*, *Thymus pannonicus*, *Veronica prostrata*), a törőzsát fejlesztő fajok (*Leontodon hispidus*, *Plantago media*, *Salvia austriaca*, *Silene otites*, *Taraxacum serotinum*, *Verbascum phoeniceum*), a legeltetett gyepekre jellemző fajok (*Carduus nutans*, *Carthamus lantatus*, *Eryngium campestre*), a pillangósok (*Lotus corniculatus*, *Medicago falcata*, *Ononis spinosiformis* subsp. *semiturcica*, *Vicia angustifolia*, *V. grandiflora*, *V. hirsuta*) vagy egyéb a tápanyag-túldúsulásra többé-kevésbé érzékeny fajok (*Bothriochloa ischaemum*, *Festuca rupicola*, *Filipendula vulgaris*, *Linum austriacum*, *Nonea pulla*, *Senecio jacobaea*, *Stipa capillata*) köréből kerülnek ki. A felsorolt fajok hiányzásának oka egyértelműen a mezsgye erősen degradált állapota, amiért leginkább a tápanyag- és vegyszer-bemosódás, a kezelés hiánya, valamint a fák és cserjék árnyékolása felelős. A degradáció hatására a megnövekvő konkurenciát a megemlítt fajok kevésbé vagy egy szinten túl egyáltalán nem tudják tolerálni. A kedvezőtlen folyamatok erősségére utal az is, hogy olyan, a tájban más degradált elsődleges mezsgyéken rendszerint még megtalálható fajok, mint pl. a *Ranunculus polyanthemus*, *Scabiosa ochroleuca*, *Stachys recta*, *Teucrium chamaedrys* sem kerültek még elő erről a Gránic-szakaszból. Az itt felsorolt, a területről eddig nem ismert fajok közül több kis mennyiségben még ma is jelen lehet a mezsgyén, így később elő is kerülhet onnan, de azoknak a természetes állapothoz képest jelentős visszaszorulása így is biztosra vehető. A jelenlévő és hiányzó fajok köre jól egyezik a degradált mezsgyéken bekövetkező változásokról korábban leírtakkal (ILLYÉS et al. 2007, CSATHÓ 2010a).

A vizsgálat alapján megfogalmazható az a sejtés, hogy azonos táji környezetben lévő elsődleges és másodlagos mezsgyepárokról felvett kvadrátok adatainak statisztikai elemzésével jellemezhető lenne az adott tájban az egyes fajok elsődleges mezsgyékhez, így tulajdonképpen a termőhelyük ösiségéhez való kötődésének mértéke. A fajok e változó alapján sorrendbe rendezhetőkké válhatnának. A növényfajok e tulajdonságának nemcsak tudományos jelentősége, hanem komoly természetvédelmi vonatkozása is van.

Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani témavezetőmnek, Dr. Bartha Sándornak és a Szent István Egyetem Növényzeti és Ökofiziológiai Intézet munkatársainak, a munkám támogatásáért. Szentes Szilárdnak köszönöm a kézirat lektorálását.

Irodalom

- CSATHÓ A. [I.] 2001: A Száraz-ér egy természetvédelmi szempontból rendkívül jelentős battonyai partszakaszának bemutatása (1998). In: STIRBICZNE DANKÓ K. (szerk.): Közös gondolkodással a Száraz-ér jövőjéért. Száraz-ér Társaság Természetkutató és Környezetvédő Egyesület, Tótkomlós, pp. 68–83.
- CSATHÓ A. I. 2005: A mezsgyék természetvédelmi jelentősége a Kárpát-medence löszvidékein, a Csanádi-hát példáján keresztül. In: IV. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium. 2005. október 17–19. Előadaskötet. Fővárosi Állat- és Növénykert, Budapest, pp. 251–254.
- CSATHÓ A. I. 2009: A mezsgyék természetvédelmi jelentősége és védelmük időszzerűsége. Természetvédelmi Közlemények 15: 171–181.
- CSATHÓ A. I. 2010a: A battonyai „Basarági-mezsgye”. In: MOLNÁR Cs., MOLNÁR Zs., VARGA A. (szerk.): „Hol az a táj szab az életnek teret, Mit az Isten csak jókedvében terem”. Válogatás az első tizenhárom MÉTA-túrafüzetből 2003–2009. MTA ÖBK1, Vácrátót, pp. 234–235.

- CSATHÓ A. I. 2010b: Elsődleges területeket jelző növényfajok az Alföld löszhátain. (Előzetes közlemény). A Puszták 24 (Jubileumi különszám): 72–82.
- CSATHÓ A. I. 2011a: A védelemre javasolt Tótkomlói Törpemandulás. In: STIRBICZNÉ DANKÓ K. (szerk.): Maros-háton, Száraz-ér vidékén. Tanulmányok, képek, diákmunkák a környezet megismeréséért és védelméért. Száraz-ér Társaság Természetkutató és Környezetvédő Egyesület, Tótkomlós, pp.: 60–68.
- CSATHÓ A. I. 2011b: A battonyai Gránic és Csárda-dűlő növényzetének összehasonlítása – példa az elsődleges és másodlagos mezsgyék közötti különbségre. In: VII. Kárpát-medencei Biológiai Szimpózium. 2011. október 13–14. Előadaskötet. Magyar Biológiai Társaság, Budapest, pp. 103–111.
- CSATHÓ A. I., CSATHÓ A. J. 2010: A dombegyházi Battonyai út egy védelmet érdemlő mezsgyeszakaszának flórája. *Crisicum* 6: 33–57.
- ILLYÉS E., MOLNÁR Zs., CSATHÓ A. I. 2007: Sztyepek kötött, de nem köves talajon, azaz a tágabb értelemben vett löszgyepek. In: ILLYÉS E., BOLÓNI J. (szerk.): Lejtősztyepek, löszgyepek és erdősztyeprétek Magyarországon. Magánkiadás, Budapest, pp. 52–61.
- JAKAB G., SALLAINÉ KAPOCSI J. 2010: Az erdélyi hérics mesterséges szaporítása és csorvási élőhelyének kezelése. In: MOLNÁR Cs., MOLNÁR Zs., VARGA A. (szerk.): „Hol az a táj szab az életnek teret, Mit az Isten csak jókedvében terem”. Válogatás az első tizenhárom MÉTA-túrafüzetből 2003–2009. MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 236–237.
- JANKÓ B., ZÓLYOMI B. 1962: *Salvia nutans* L. und \times *S. betonicifolia* Ettl. in Ungarn. *Acta Bot. Hung.* 8: 263–277.
- JOÓ K. 2003: Kunhalomkutatások (A Csipő-halom vegetációja). *Tájökológiai Lapok* 1: 87–96.
- KERTÉSZ É. 1996: Védettségi adatok a Dél-Tiszántúli botanikai szempontból jelentős területeiről. A Békés Megyei Múzeumok Közleményei 16: 5–15.
- KIRÁLY G. (szerk.) 2009: Új magyar fűveszkönyv. Magyarország hajtásos növényei. Határozókulcsok. Aggteleki Nemzeti Park Igazgatóság, Jósavfő.
- KISS I. 1964: Az *Adonis vologensis* lelőhelyei és népies gyógyászati vonatkozásai Magyarországon. A Szegedi Tanárképző Főiskola Tudományos Közleményei (*Acta Academiae Paedagogicae Szegediensis*) 1964: 25–54.
- KISS I. 1968: Ösgyep-maradvány az orosházi Nagytatársáncon. Szegedi Tanárk. Főisk. Tud. Közl. 2: 39–61.
- MOLNÁR Zs. 1997: Az alföldi, elsősorban a dél-tiszántúli löszpusztagepek botanikai jellemzése. 2.0 változat. Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- MOLNÁR Zs. 1998: Másodlagos löszpusztagepek fejlődése felhagyott szántókon. II. A fajkészlet. *Crisicum* 1: 84–99.
- PENKSZA K., KISS T., HERCZEG E., NAGY A., MALATINSZKY Á. 2011: Anthropogenic impacts and management of natural grasslands on kurgans. *B&R International Series* 2238: 329–338.
- SARKADI L. 2001: A Száraz-ér partján fellelhető természeti értékek Mezőkovácsháza környékén. In: STIRBICZNÉ DANKÓ K. (szerk.): Közös gondolkodással a Száraz-ér jövőjéért. Száraz-ér Társaság Természetkutató és Környezetvédő Egyesület, Tótkomlós, pp. 46–49.
- SARKADI L. 2003: Mezőkovácsháza és környéke élővilága. BMKT. Hunyadi János Gimnázium, Szakközépiskola és Kollégium, Mezőkovácsháza.
- SZENTES Sz., SUTYINSZKI Zs., WICHMANN B. 2010: Kondoros környéki mezsgyék botanikai változatossága. In: XXVIII. Vándorgyűlés. Előadások összefoglalói. 2010. szeptember 30. Magyar Biológiai Társaság, Budapest, pp. 25–30.
- TAKÁCS L. 1987: Határjelek, határjárás a feudális kor végén Magyarországon. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- TÓTH A., TÖRÖK K. 1996: Egy erősen erodálódott, elgyomosodott hortobágyi löszgyep cónológiai karaktere. In: TÓTH A. (szerk.): Ohattól Meggyesig. A Hortobágyi Természetvédelmi Kutatótábor huszonkét éve. Természet- és Környezetvédő Tanárok Egyesülete, Budapest, pp. 110–115.
- VIRÓK V. 1996: A nagytatársánci ösgyep zárvatermő növényzete. TDK-dolgozat, Kertészeti és Élelmiszeripari Egyetem Kertészeti Főiskolai Kar, Kecskemét.
- VONA M., PENKSZA K. 2004: A szentesi Kántor-halom vegetációjának változása és ennek összefüggése a talaj vízháztartásával. *Tájökológiai Lapok* 2: 341–348.
- ZÓLYOMI B. 1969: Földvárak, sáncok, határmezsgyék és a természetvédelem. A Csörsz-árok és az Alföld ősi növényzete. *Természet Világa* (Természettudományi Közlöny) 100: 550–553.

DIFFERENCES BETWEEN THE VEGETATION OF PRIMARY AND SECONDARY
VERGES – EXAMPLES OF THE GRÁNIC AND CSÁRDA-DÜLLŐ, BATTONYA

A. I. CSATHÓ

Szent István University, Institute of Botany and Ecophysiology
H-2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: csatho@mezsgyevedelem.hu

Keywords: primary and secondary verges, loess steppe, steppe, fragmentation, landscape history, Csanádi-hát.

Summary: The paper compares the vascular vegetation of two almost parallel verge items in a close vicinity to each other, both with 4.14 km length and similar width, however, with different origin. „Gránic” is an ancient border verge of Battonya village and „Csárda-düllő” is a cart-road with 19th Century origin. Altogether 171 vascular plant species were recorded on these two verges during 3 field studies in 2010 and 2011. 143 species were recorded on Gránic and 121 on Csárda-düllő, 93 of them occurring on both areas, while 50 only on Gránic and 28 only on Csárda-düllő. Both verge items are situated close to each other and are affected by similar abiotic factors, however, all the protected species (*Anchusa barrelieri*, *Inula germanica*, *Ornithogalum brevistylum*, *Sternbergia colchiciflora*, *Vinca herbacea*) and most of the steppic species with high importance for nature conservation (e.g. *Elymus hispidus*, *Euphorbia salicifolia*, *Thalictrum minus*, *Viola ambigua*) were found only on the Gránic, being a primary verge.

VÁLTOZÁSTÉRKÉPEK HASZNÁLATA TÍZ ÉV ALATT BEKÖVETKEZETT ÉLŐHELYPUSZTULÁSI TENDENCIÁK KIMUTATÁSÁRA A KISKUNSAGI-HOMOKHÁTSÁG TERÜLETÉN

BIRÓ Marianna

Vácrátót, mariann@botanika.hu

Kulcsszavak: átmeneti mátrix, Duna-Tisza-közi hátság, élőhelypusztulás, élőhelyváltozás, monitorozás, Natura2000 élőhelyek, újratérképezés, változástérkép

Összefoglalás: A tájváltozás nyomon követésének és az élőhely-degradálódás dokumentálásának fontos, eddig kevésbé használt eszközei lehetnek az 1990-es évek vége óta készített élőhely-térképezések megismétlései (NBmR, DT-Map). A változástérképekből számszerűsíthető az élőhelyek pusztulása és átalakulása, valamint előzetes becsléseket tehetünk jövőbeli veszélyeztetettségük mértékéről is. Kellően nagy kiterjedésű területek újratérképezése alapjául szolgálhat a tájváltozás későbbi modellezéses vizsgálatainak is. Különösen fontos ez az inváziós fajok által erősen veszélyeztetett régiókban, illetve az olyan gyorsan átalakuló, sérülékeny tájakban, mint például a talajvízszint-süllyedéssel sújtott Kiskunsági-homokhátság. A tájatalakulás dokumentálása mellett célunk volt az is, hogy megvizsgáljuk a változástérképek készítésének általános módszertani lehetőségeit és korlátait, valamint hogy a gyakorlatban is kipróbáljuk, hogyan működik ez nagy területek újratérképezése esetén.

A Duna-Tisza közén 1998–1999-ben végzett élőhely-térképezés óta bekövetkezett legfontosabb átalakulásokat mintegy 8800 ha kiterjedésű terület újratérképezésével számszerűsítettük. Az 1998 és 2008 között eltelt 10 évben a Kiskunsági-homokhátságon megvizsgált mintaterületekben a természetközeli élőhelyek 3,26%-a pusztult el, mely évi 0,335%-os csökkenést jelent. Az 1998 utáni időszakban az azt megelőző évtized élőhelypusztulási tendenciája folytatódott, intenzitását tekintve azonban az évi 1% körüli értékről mintegy egyharmadára csökkent. A gyepek degradálódása és átalakulása más élőhelytípussá viszont sokkal nagyobb mértékű, és így nagyobb veszélyeztetettséget is jelent napjainkban. A legveszélyeztetettebb élőhelyeknek a mocsárréteket, a lápréteket és a homoki sztyeppréteket tartjuk. Az agrárterületek tájidegen ültetvényekké való átalakítása is jelentős, hátsági szinten elérheti, sőt meg is haladhatja a 20 000 hektárt. Ez utóbbi folyamat jelentős hatást gyakorolhat a jövőben a régió táji és természeti értékeire is, mivel leginkább az aprón mozaikos, kisparcellás, tanyás területeket érinti. A vizsgált 10 éves időszakban mezőgazdasági területekre telepített ültetvényeknek mintegy 92%-a tartalmazza a hazai flórára idegen, inváziós fajnak számító akácot.

Bevezetés

A Duna-Tisza közti táj és természeti állapota a regionális talajvízszint-süllyedés, valamint a 20. század végi társadalmi-gazdasági folyamatok hatására napjainkban igen gyorsan változik (MOLNÁR 2003, KERTÉSZ et al. 2011). Leglátványosabban a Kiskunsági-homokhátság alakul át, ahol a természetközeli élőhelyek változásának fő tendenciái egyrészt a *kiszáradás* (az üde és mezofil élőhelyek szárazodása, a korábbi szikes élőhelyek kiszáradásból adódó kilúgozódása és jellegtelenedése), másrészt pedig a *cserjésedés-erdősödés*, illetve a *gyepzáródás* (nyílt homoki gyepek) (BAGI, BAGI 1995, BAGI 1997, BIRÓ, MOLNÁR 1998, MOLNÁR 2003, BARTHA et al. 2006, BIRÓ et al. 2007, 2008, FEKETE et al. 2002, LADÁNYI, DEÁK 2009, MOLNÁR et al. 2008).

A kultúrtájban a mezőgazdasági művelés alól való felhagyás és a tanyák elhagyása okozták az elmúlt évtizedek legnagyobb változásait (MOLNÁR et al. 2010, CSATÁRI, KANALAS 2006). Ezek a természetközeli élőhelyek átalakulására is jelentős hatást gyakoroltak. A tanyák elnéptelenedése tájképi változást is indukált, megindult a dűlőutak menti fasorok és tanyák körüli fásszárúak expanziója (akác és egyéb tájidegen fafajok, pl. bál-

ványfa, zöld juhar, kései meggy) (BIRÓ et al. 2006a, CSECSEKITS et al. 2010, FARKAS 2006, CSATÁRI, KANALAS 2006). A táj átalakulása rendkívül dinamikus. Az EEA és a CLC100 adatai alapján a felszínborítás változása Magyarországon 1990 és 2000 között mintegy 420 000 hektárt tett ki. A leginkább érintett régiók között van a Duna-Tisza közti hátság is, melynek oka az instabil - természeti, gazdasági és társadalmi tényezőkre egyaránt érzékenyen reagáló - földhasználat volt (FARKAS és CSATÁRI 2009, FARKAS 2010).

A természetvédelem hatáson fenntartó munkájához igen fontos a régiószintű élőhely-átalakulások számszerűsítése és az utóbbi évtizedek tendenciáinak becslése is (a folyamatok erősödése vagy gyengülése). Hazánk első ilyen típusú, regionális szintű felmérése 1996 és 2000 között készült el a Duna-Tisza köze Élőhely-térképezése Program keretén belül (továbbiakban DT-Map, MOLNÁR et al. 2000, BIRÓ et al. 2006b). A munka során elkészült a mintegy 1.5 millió hektár kiterjedésű régió természetközeli élőhelyeinek térképe, amely magába foglalta a felmérést megelőző másfél évtized pusztulásainak térképi megjelenítését és számszerűsítését is (BIRÓ et al. 2000, BIRÓ, RÉVÉSZ et al. 2005). A Duna-Tisza köze élőhelytérképe szerint a rendszerváltozás utáni időszakban jelentős mértékű volt a természetközeli élőhelyek pusztulási tendenciája. Az 1980-as évek közepe és 2000 között megszűnt több, mint 40 000 hektár gye és vizes élőhely a régióban, mely évente kb. 1%-os (1,055%) élőhely-csökkenést jelentett (BIRÓ et al. 2008). Az élőhelyek csökkenését legnagyobb mértékben, közel 60%-ban a beszántások és mintegy 20%-ban a beépítések, utak létesítése és egyéb infrastrukturális fejlesztések okozták. További jelentős élőhely-csökkentő tényező volt a faültetvények létesítése, a spontán beerdősülés és a különböző célú vízfelületek (öntözés, horgász és halastó) létesítése is (BIRÓ et al. 2008).

Mindaddig nem voltak számszerűsített adataink a régió élőhely-térképezése óta eltelt 10 év tájszintű változásairól. Jelenlegi munkánk célja egyrészt, hogy több mint 8800 ha homokhátsági mintaterület újratérképezésével képet kapjunk a tájszintű élőhelyváltozások mértékéről és irányairól, valamint hogy becsléseket tudjunk tenni a bekövetkezett élőhelypusztulások nagyságrendjéről. Másik célunk volt a gyakorlatban kipróbálni, hogyan oldható meg nagy területek változásainak térképezése az élőhely-térképezési protokoll által is ajánlott újratérképezési módszer felhasználásával (TAKÁCS, MOLNÁR 2009). Az újratérképezett területek élőhely-átalakulásainak kvantitatív elemzése a vegetációtérképezési és tájökológiai gyakorlatban átmeneti mátrixok (Markov-láncok, Markov-mátrixok) segítségével történik (FEKETE 1985, HORVÁTH, CSONTOS 1992, FEKETE 1999, MIKLÓS et al. 2005, LÓCZY 2010, AGARWAL et al. 2002). Az archív botanikai és történeti térképek felhasználásával készített változástérképek szemléletessé teszik a táj- és az élőhelymintázat hosszú távú átalakulását, melyek alapvető fontosságúak a vegetációdinamikai folyamatok és a jelenlegi táj állapotának megértéséhez (CSERHALMI 2010, BIRÓ et al. 2006a). A változások számszerűsítésekor itt is alapvető szerepet kap a digitális adatbázis átmeneti mátrixának elemzése és a vegetációs foltok állapotsorozatainak (folttörténetek) értékelése. Az újratérképezések és a változástérképek létrehozásának módszere és maga a változástérkép is az ismételt térképek típusától, céljától és léptékétől függően más és más lehet. A felszínborítás változástérképei (1990-2000 és 2000-2006 között) például csak a területi vagy minőségi változásokon átesett foltokat tüntetik fel (MARI 2010, FARKAS 2010, BÜTTNER et al. 2004). Az élőhelyszintű térképek ismétlésével kapcsolatban várhatóan a legtöbb tapasztalat a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer 1998 és 2006 között készült élőhelytérképeinek közelmúltban megkezdődött ismétlése során gyűlik majd össze (HORVÁTH 2006, TÖRÖK, FODOR 2006, TAKÁCS, MOLNÁR 2009).

A változástérképek készítésével kapcsolatos módszertani kihívások

A vegetáció újratérképezése jelentős módszertani problémákat vet fel, melyek elsősorban a különböző térképezők eltérő térképezési módszerei és szemléletmódja, illetve a két – időben gyakran egymástól távol álló – térképezés technikai feltételeinek különbözőségeiből adódik (vö. MOLNÁR et al. 1998, KUN és MOLNÁR 1999, MARI 2010, TAKÁCS et al. 2009). Emiatt például megtörténhet, hogy az ismétléskor elkülönített foltok léptéke finomabbá válik, a vegetációs határok pontosabbak, a vonalvezetés precízebb, nő a foltok száma, és nagyban változik alakjuk és besorolásuk is.

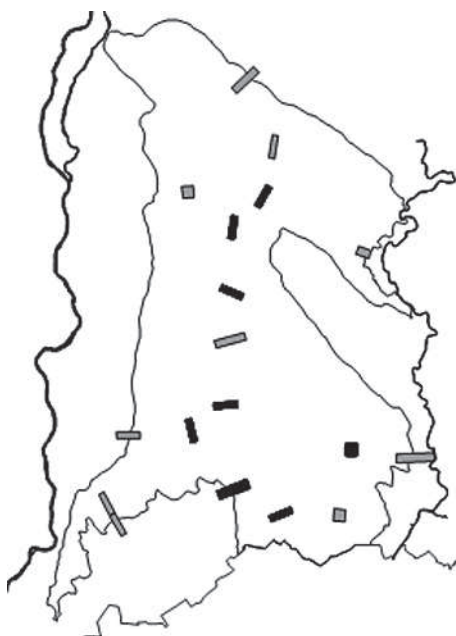
Az interpretálás szabályainak ilyen megváltozása a két idősíki összemetszésével készített változástérképet nagyszámú töredékpolygonnal terhelheti. Emiatt a lépték és az eredeti polygonhálózat lehetőség szerinti megtartása (a változott foltok feldarabolásával kiegészítve) nagyban javíthatja a változástérkép jóságát, segíti a változások szemléletes kiemelését, így növeli áttekinthetőségét és információtartalmát is. Fontos szempont volt ez a CLC változástérképek létrehozásakor is. A CLC Change interpretálásához felhasznált 2005-ös légifotók a CLC50 létrehozásakor használt műholdfotónál sokkal részletesebb felbontást engedett volna meg. Ekkor viszont egy egészen új (sokkal részletesebb) foltmintázat keletkezett volna, melynek összeegyeztetése nem lett volna lehetséges az eredeti térképekkel (MARI 2010). Hasonló technikai fejlődés és ennek következtében felépő interpretációs probléma állt elő a Duna-Tisza közti mintaterületek 10 év elteltével megvalósított újratérképezése esetén is.

Időközben a térképezéshez használt jelkulcsi kategóriák is átalakulhatnak. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Program élőhely-térképezéseinél használt Á-NÉR jelkulcs például az első kvadrátok felmérése óta kétszer bővült. Ez – véleményünk szerint – egy újabb módszertani kihívást jelenthet majd a jövőben végzett élőhelyszintű újratérképezéseknél (BÖLÖNI et al. 2003, 2007, 2008).

Anyag és módszer

A kutatás során a Kiskunsági-homokhátság kiválasztott mintaterületein számszerűsítettük az elmúlt évtizedben bekövetkezett, természetvédelmi szempontból legfontosabb változásokat. Az adatokat a Duna-Tisza köze Élőhely-térképezése Program nyolc darab, 1998–99-ben térképezett mintaterületének ismételt bejárásával gyűjtöttük (SZOLLÁT 1999, ASZALÓS 1999, KÖRMÖCZI 1998, 1999, BIRÓ, VIDÉKI 1998, CSECSEKITS 1998, BAGI 1999, HORVÁTH 1999). Az újratérképezendő nyolc mintaterületet a Kiskunsági-homokhátságra eső 26 db DT-Map élőhelytérkép közül véletlenszerűen választottuk ki (1. ábra). Az újratérképezett terület nagysága összesen 8875,36 ha volt. A foltok száma az eredeti térképeken 2207 polygon, a megismételt térképezés után pedig 2591 db polygon volt. A védett területek aránya a térképezett területen belül 5,3% -ot tett ki (470 ha / 8876 ha).

Az eredeti élőhelytérképek a DT-Map program során Bugacon kidolgozott új élőhely-térképezési módszertan (KUN és MOLNÁR 1999) szerint, 1: 12 500-as méretarányban, fénymásolt térképlapokra, kézi rajzolással készültek el 1998-99-ben. A részletes terepbejárások során a térképezők alacsonyrepülésű, fekete-fehér légifotókat (MHM TÉHI) használtak fel. Jelkulcsuk az ekkor kialakított legelső változatú Á-NÉR élőhely-kategóriákat tartalmazta (FEKETE et al. 1997).



1. ábra A DT-Map élőhelytérképezés Kiskunsági homokhátságra eső kvadrátjai.

A 2008-ban újratérképezett kvadrátokat fekete színnel jelöltük

Figure 1. The DT-mapping sampled area of Kiskunság

Az első terepi térképezés kvadrát-adatainak digitalizálását ArcGIS 9.3. programkörnyezetben, a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatóságán végezték el (1. táblázat). A digitalizálási munka nehézségét okozta az, hogy ehhez a térképezéshez még analóg fekete-fehér légifotót használtak a térképezők, a folthatárok digitalizálása viszont már az aktuális, 2005-ös légifotók alapján történt.

A változástérkép készítésekor 2005-ben készült digitális légifelvételeket (MADOP, FÖMI) és a DT-Map mintaterületek digitalizált foltmintázatát használtuk fel. A munka első lépéseként ezt az első felmérésből létrehozott térinformatikai adatbázist leellenőriztük, az eredeti analóg élőhelytérképekkel és az 1998-as légifelvételekkel összehasonlítottuk, és a szükséges helyeken visszajavítottuk. Az adatbázisban talált hibák legnagyobb része az első térképezés technikai kezdetlegessége miatt keletkezett. A fekete-fehér légifotókra, majd térképre átvilágító-asztalnál rajzolt foltok határai nem mindig feleltek meg teljesen a valóságnak (hibák az átrajzolás, a fénymásolás és a légifotók minősége miatt is keletkezhetnek). A változástérképet ArcView 3.3. programkörnyezetben készítettük el.

A kiválasztott homokhátsági mintaterületek elmúlt 10 évben bekövetkezett változásait terepi bejárások során rögzítettük. Ehhez előzetesen az összes 1998-ban térképezett természetközeli és féltermészetes gyp- és erdőfoltot leválogattuk a digitális adatbázisból, és összehasonlítottuk állapotukat a 2005-ös légifelvételekkel. Különböző kódok használatával megjelöltük változásaik irányát, majd ezek alapján kijelöltük a terepen bejárandó, feltételezhetően részben vagy egészben elpusztult, illetve átalakult foltokat. Megvizsgáltuk az összes korábbi szántóterületet is, és megjelöltük az azóta láthatóan felhagyott és regenerálódott területeket is. Terepi bejárásra így összesen több, mint 350 foltot jelöltünk ki.

A változástérképeket az első felvételezés digitalizált fedvényéből származtattuk, nem volt szükség teljesen új foltmintázat készítésére. A kiskunsági táj aprón mozaikos szerkezetéből adódóan a dűlőútrendszer és a közöttük elhelyezkedő, általában kis kiterjedésű foltok határai az elmúlt évtizedben számottevően nem változtak. Ezért a digitális foltmintázatot csak a változások helyein rajzoltuk át. A tapasztalható változásokat a legtöbb helyen csupán a foltok élőhelytípusának megváltozása jelentette.

Az újratérképezett kvadrátokban történt élőhely-átalakulásokat átmeneti mátrixok segítségével számszerűsítettük és elemeztük. A teljes tájat lefedő élőhelyi adatbázis, a Kiskunsági-homokvidék tájökológiai térképe (BIRÓ et al. 2009, BIRÓ et al. 2010) alapján a mintaterületekben észlelt változások mértékét a teljes régióra kiterjesztettük. Az élőhelytípusokat az elemzések céljából három nagy csoportba osztottuk. A: természetközeli élőhelyek, B: féltermészetes élőhelyek (jellegtelen, zavart és regenerálódó területek) és C: kultúrterületek (agrárterületek, fiatal felhagyott szántók, erdészeti területek, lakott területek és környékük, mesterséges vízfelületek). Az elemzések egyszerűsítése érdekében a kultúrterületek esetében jelentős összevonásokat tettünk. Mivel kutatásunkban elsősorban a természetközeli élőhelyekre koncentráltunk, a terepbejárás során nem jegyeztük föl az agrártájon belüli változásokat (gyümölcsös-szántó, szántó-ugar, stb.) és az erdősítéseken belülieket sem (pl. erdeifenyő ültetvényből akácok vagy pl. nemes nyárból vágásterület).

Az 1998-as térképezés az Á-NÉR jelkulcs első változata szerint történt (FEKETE et al. 1997). Az újratérképezés során továbbra is ezt a jelkulcsot használtuk, de néhány foltot már az Á-NÉR 2007 kategóriái szerint soroltuk be. Az újratérképezéskor hibridkategóriákat nem használtunk, kiindulási állapotként a múltbeli domináns élőhely-kategóriákat tekintettük. Az egyes foltok területi és besorolási változásait az adatbázisban külön oszlopokban rögzítettük. Ezek a következő típusú változások voltak: 1. csak a folt területe változott, élőhelytípusa azonban megmaradt, 2. a folt területe és típusa is változott, 3. csak a folt élőhelytípusa változott, területe nem.

Eredmények

Tájátalakulások az egyes mintaterületekben

A vizsgált időszak táj- és élőhely-átalakulásai a következőképpen összegezhetők az egyes mintaterületeken: A **lajosmizsei mintaterület** kisparcellás művelésű, lakott, mozaikos agrártáj. Nagyon kevés a természetközeli élőhely, főként a jellegtelen, kiszáradt gyepterületek jellemzőek (O5, O6). Ezek területe 21 hektárral csökkent; leginkább agrárterületekké, parlagokká vagy tanyakörnyékekké váltak. A táj jelenleg is élő, főként művelés alatt álló mezőgazdasági kultúrák, szántók, zöldség és gyümölcsstermesztés, valamint visszaszorulóban lévő állattenyésztés jellemzőek. A **hetényegyházi mintaterület** évtizedekkel ezelőtt sűrűn lakott, tanyás vidék volt, középső részén jelentős kiterjedésű ültetvény erdőkkel. A város közelsége ellenére jelenleg elhagyott és a talajvízsüllyedés következtében jelentősen kiszáradt állapotban van. Nagyon kevés a természetközeli élőhely, igen sok a művelés alóli felhagyás és az óparlag. Nagy területen jellemző az óparlagok (másodlagos egyéves homoki gyepek, O9) tájidegen fafajokkal való beültetése. Üdőbb gyepei szárazodnak, a korábbi erős használat miatt nagyon jellegtelenek. A régiót a talajvíz-süllyedés láthatóan igen erősen érintette. Az agrárterületek erdősítése főleg a buckás

részen indult meg. **Az orgoványi mintaterület** keleti része mozaikos homoki kultúrtáj, ahol jellemző a tanyák elhagyása, a szántófelhagyás és helyükön kisparcellákban való fiatal erdősítések. A nagyobb erdősítések közelében megfigyelhető a jellegtelen szárazgyepek főleg tájidegen fajokkal való spontán erdősülése. A kvadrát nyugati része az Ágasegyházi-rétek egy részét foglalja magába, mely a Kiskunsági Nemzeti Park kezelése alatt áll; területi változást ezen a részen alig észleltünk. **A tázlári mintaterület** nyugati része jelenleg is művelt száraz homoki agrártáj, ahol csupán néhány hektár homoki gyeppontján cserjésedése és óparlagok tájidegen ültetvényekké való átalakítása történt az elmúlt évtizedben. A kvadrát középső, természetközeli nyílt homoki gyepek által meghatározott része az ott található katonai terület miatt szinte alig változott. A magánkézen lévő területen viszont a homoki sztyepprétek és egyéb jellegtelen gyepek akácosítása nagyobb gyeppusztításokat okozott. Az erdészeti használat alatt álló keleti buckás rész változásai szintén elhanyagolhatóak. **Az imrehegyi mintaterület** déli részén jellegtelen, kiszáradt gyepek dominálják a tájat. Ezek az utóbbi tíz évben tovább száradtak és jellegtelenedtek, amihez helyenként erős legeltetésük is hozzájárult. Az északi rész erősen buckás, száraz homoki táj, nagy kiterjedésű ültetvény erdőkkel. Homoki gyepei csak igen kis mértékben változtak. A változások főként a tájidegen beerdősödés irányába mutatnak. **A balotaszálási mintaterület** a száraz homokbuckások és a rajtuk lévő ültetvény erdők, valamint a Kisszállás környéki agrárterületek dominálják. A buckavonulatok között húzódó medencék jellegtelen száraz és üdebb gyepeinek területe nem csökkent számottevő mértékben. A táj igen elhagyott, szinte lakatlan; néhány helyen legeltetéssel hasznosítják a gyepeket. A kvadrát középső részén jelentős mennyiségű az elmúlt 10 évben agrárterületre ültetett faállomány kiterjedése. **A forráskúti mintaterület** sűrűn tanyás, jellegzetes, mozaikos homoki kultúrtáj. Jellemzőek a mélyedések üdebb természetközeli élőhelyei, elsősorban mocsárrétek, szikes rétek és nádasok. Az elmúlt 10 évben több gyepon öntözővíz tározók épültek, és néhány kisebb gyeppusztítás is történt. A kvadrátban lévő mocsárrétek nagyobb területen jellegtelen, erősen zavart gyepekké alakultak át. **Az ásothalmi mintaterület** nyugati és középső része viszonylag sűrűn tanyás, mozaikos, kisparcellás táj szántóföldekkel és ültetvény erdőkkel. Sok a tájátalakítás, főleg a fiatal tájidegen ültetvények létesítése (itt tapasztalható a legintenzívebben) még korábbi gyepterületek helyén is. A kvadrát keleti felén korábban nagyparcellás művelés folyt, melyet felhagytak. Nagy kiterjedésű parlagok, felhagyott TSZ legelők és erdősítések uralkodnak.

Az egyes élőhelytípusok változásai

A./ A természetes, természetközeli élőhelyek közül a legnagyobb mértékű élőhelycsökkenés a mocsárrétek, láprétek és a homoki sztyepprétek esetében tapasztalható. Mocsárrétek (D4) az ásothalmi, a forráskúti és az ágasegyházi kvadrátban találhatók. A vizsgált kvadrátokban a mocsárrétek területe 10 év alatt összesen 7.2%-al csökkent (26 ha). Ebből közel 15 ha teljesen eltűnt (4.1%), és több, mint 11 hektár jelentősen degradálódott (3.1%). A mocsárrétek leginkább agrárterületekké (1.28%), felhagyott szántókká (0.7%), valamint tájidegen ültetvényekké (0.8%) és vízfelületekké (1%) váltak (1. táblázat). Degradálódásuk kiszáradt, jellegtelen, erősen zavart gyeppé (O5) való alakulást takar (2. táblázat). A vizsgált 362 ha mocsárrétekből mintegy 283 ha esik nemzeti parki védelem alá. A védett területeken nem tapasztaltunk számottevő mértékű átalakulást (összesen 1.23 ha). Láprétek (D2) csupán egyetlen egy kvadrátban (Imrehegy) voltak találhatóak, összesen 9

db foltban. Az adatok szerint területük 6.2 ha-ról 5.75 hektárra csökkent. Habár a teljes homokhátság szintjén tapasztalható a láprétek területének évről-évre való csökkenése, az alulreprezentáltság miatt az itt kimutatott 7.3%-os csökkenés hátsági szinten nem általánosítható. Homoki sztyepprétek (H5) főként a tázlári és az imrehegyi kvadrátban fordultak elő. A vizsgált területen lévő 102.8 ha homoki sztyepprétből 14.4 ha esett beakácósítás áldozatául, mely 14%-os élőhelycsökkenést jelent (1. és 2. táblázat).

1. táblázat A Duna-Tisza közí hátság megvizsgált nyolc mintaterületén belül található természetközeli élőhelyek összesített átalakulásai 1998 és 2008 között
Table 1. Habitat changes in the sampled areas between 1998 and 2008

Élőhely kódja	Élőhely	Natura 2000 élőhelyi besorolás	összes terület 1998-ban (ha)	2008-ra megmaradt terület (ha)	élőhely pusztulás (ha)	élőhely degradálódás (ha)	élőhelypusztulás (az 1998-as terület %-a)	élőhely degradálódás (az 1998-as terület %-a)
B1	Nádasok és gyékényesek		97.3	96.3	0.6	-	0.6	
B5	Nem zombékoló magas sásrétek		10.4	10.4	-	-		
B6	Zsíókás és sziki kákás szikes mocsarak	1530 - Pannon szikesek	1.26	1.26	-	-		
D2	Kiszáradó kékperjés láprétek	6410 - Kékperjés láprétek	6.2	5.7	0.5	-	7.3	
D4	Alföldi mocsárrétek	6510 - Sík- és dombvidéki kaszálórétek	362.19	336.3	14.7	11.2	4.1	3.1
F2	Szikes rétek	1530 - Pannon szikesek	78.8	77.9	1.0	-	1.2	
F4	Mézpázsitos szikfokok	1530 - Pannon szikesek	8.2	8.2	-	-		
G1	Nyílt homokpuszta gyepek	6260 - Pannon homoki gyepek	556.3	541.5	11.0	4.3	2.2	0.77
H5	Alföldi sztyepprétek	6260 - Pannon homoki gyepek	102.8	88.4	14.4	-	14.0	
M5	Borókás-nyárasok	91N0 - Pannon homoki borókás-nyárasok	65.4	65.4	-	-		
	Összesen		1290	1231	42.2	15.5	3.25	1.1

Nyílt homoki gyepek (G1) a tázlári, az imrehegyi és az átotthalmi kvadrát területén fordultak elő, 1998-ban összesen 556.3 ha kiterjedésben. Az elmúlt 10 évben ebből elpusztult 12 hektár (2.2%), és beerdősődéssel más élőhellyé, többnyire fehérynárássá (R1) alakult át 4.3 ha (0.7%). Összesen 2.9% nyílt homoki gyeptünet, melynek oka főként tájidegen ültetvények és tanyaudvar létesítése homoki gyepekre (1. táblázat). Főként a tázlári és az imrehegyi kvadrátban tapasztaltunk ilyen élőhelycsökkenést.

Szikes rétek (F2) és nádasok (B1) csupán egyetlen kvadrátban (Forráskút) fordultak elő. Miközben 1998-ban összesen 78 ha szikes rétet térképeztek, pusztulásukat csupán néhány helyen, nagyon kis kiterjedésben tapasztaltuk (összesen 1 ha, 1.2%), melynek oka általában gyeptesztés vagy a korabeli térképezés pontatlanságából adódó eltérés. A nádasok esetében szintén nagyon kicsiny változást tapasztaltunk, három helyen, összesen kevesebb, mint 1 ha területen. A helyszíneken beszántás, majd felhagyás és vízfelületek létesítése történt. A nádasok változása korábbi területüknek (97.3 hektár) mintegy 0.6%-át jelenti. A következő természetközeli élőhelyek területében nem tapasztaltunk változást az elmúlt 10 év során, melynek oka részben a mintaterületekben való alulreprezentáltságuk volt: nem zombékoló magassárrétek (B5), zsiókás és sziki kákás szikes mocsarak (B6), mézpázsitos szikfokok (F4), borókás-nyárasok (M5). Természetközeli erdőt a mintaterületek nem tartalmaztak.

B./ A féltermészetes élőhelyek közül a legnagyobb változás az alföldi gyomos üde és száraz gyepek esetében volt tapasztalható. A vizsgált területen 1998-ban megfigyelt 282 ha jellegtelen vagy gyomos üde gyeptünet (O6) mintegy 31 ha-on pusztult el (11.1%). A gyepek főként szántókká és akácosokká alakultak át. Degradálódásuk összesen 63.7 hektáron (22%) volt jól látható. Oka többnyire a gyepek kiszáradása és túllegeltetése volt, mely által az élőhelyek gyomos szárazgyepekké degradálódtak. A jellegtelen vagy gyomos száraz gyepek (O5) eredeti 422.7 ha kiterjedéséből 41.7 ha teljes megszűnését is tapasztaltuk (közel 10%). Ezek főként tájidegen ültetvényekké, szántókká (már felhagyva) és agrárterületekké váltak (1. táblázat). Eközben üdébb élőhelyek, mocsárrétek és jellegtelen üde gyepek kiszáradásával keletkezett mintegy 75 ha jellegtelen szárazgyeptünet a kvadrátok területén belül.

Az elmúlt 10 évben kb. 40 ha másodlagos egyéves homoki gyeptünet (O9) pusztulását figyelhettük meg, miközben 41 ha keletkezett is, agrárterületekből és régebben felhagyott szántóföldek regenerálódása során. Az elpusztult egyéves homoki gyepek főként akácosokká és agrárterületekké váltak. A felhagyott szántókon található természetközeli gyepek (O11) változása nagyon kicsiny volt. 24 ha újonnan keletkezett korábbi agrárterületek és felhagyott szántók helyén, kb. 20 ha viszont más élőhellyé, főként akácosná, agrárterületté és fiatal felhagyássá alakult át. Puhafás pionír és jellegtelen erdő (RB) besorolást kaptak az agrárterületeken az elmúlt években ültetett, általában kisparaszti tulajdonú szürkenyárasok. Területük az ugyanilyen tájidegen ültetésekkel (RD) szemben elhanyagolható, összesen 2.6 ha. A spontán beerdősödött területek (R1) korábbi állományai megmaradtak, jelentősebb pusztulást nem tapasztaltunk. Új állományuk mintegy 4.3 ha, amely nyílt homoki gyepek helyén keletkezett az imrehegyi kvadrát területén.

C./ A kultúrterületek közül legjelentősebbek az agrárterületek (AGR), melyek változására jellemző, hogy miközben területük 425 hektárral csökkent, mintegy 86 ha növekedés is tapasztalható korábbi természetközeli élőhelyek helyén. A kultúrterületek leginkább felhagyott szántókká és tájidegen ültetvényekké váltak. Agrárterületek néven a következő kategóriákat vontuk össze: egyéves szántóföldi kultúrák, évelő szántóföldi kultúrák, zöldség- és dísznövénykultúrák, vetett rétek és legelők, kistáblás mozaikok, szőlők és gyümölcsösök. A rendkívül dinamikus kiskunsági tájra jellemző, hogy 70%-al nőtt az újonnan felhagyott szántók területe, miközben egy részük óparlaggá vagy ismét agrárterületté vált. Az egyéb élőhelyek közül megemlítendő a gyepterületeken (főleg mocsárréteken) kialakított öntözővíz-tározók növekvő száma, melyek főleg nádasokból, mocsárrétekből, jellegtelen gyepekből és agrárterületekből keletkeztek.

A tájidegen ültetvények közé a következő élőhelyeket soroltuk: akácosok, nemes nyárasok, erdei- és fekete fenyvesek, nem őshonos fajokból álló spontán erdők és cserjések, facsoportok, erdősávok és fasorok, egyéb tájidegen lombos erdők, tájidegen fafajokkal elegyes erdők, jellegtelen telepített erdők, valamint a tájidegen fafajokkal elegyes jellegtelen erdők és ültetvények (ide soroltuk a fiatal ültetvényeket, melyeket agrárterületen hoztak létre). Ezek közül az akácosok területi növekedése a legnagyobb. A mintaterületekben az akácosok 48.4%-os növekedését mutattunk ki (a felmérés nem érintette a korábbi ültetvényeken belüli változásokat). Új akácosok létrejöttét mintegy 172 hektáron tapasztaltunk. Igen sok akácot ültettek szántóra és felhagyott szántóra, valamint nemes nyárasok, természetközeli és féltermészetes gyepek helyére is (2. táblázat). A tülevelű ültetvények területe 66 hektárral nőtt meg, főként fiatal parlagokból, jellegtelen gyepekből és nyílt homoki gyepekből keletkeztek (2. táblázat). Emellett a nemes nyárasok enyhe területi csökkenését is tapasztaltuk. Az elmúlt évtized egyik legjellemzőbb tájhasználati változása a fiatal fásszárú ültetvények létrehozása. A térképezés során összesen 2700 ha korábbi agrárterületet jártunk be. Mindenhol feltüntettük az észlelt fiatal, nem erdészeti területeken létrehozott ültetvényeket. A leggyakrabban használt tájidegen fafaj az akác és a nemes nyár, amiket rendszerint a szürke nyárral vegyesen ültetnek. Összesítve 218 ha teljesen új ültetvényt találtunk, ami a bejárt agrárterületnek mintegy 8%-a.

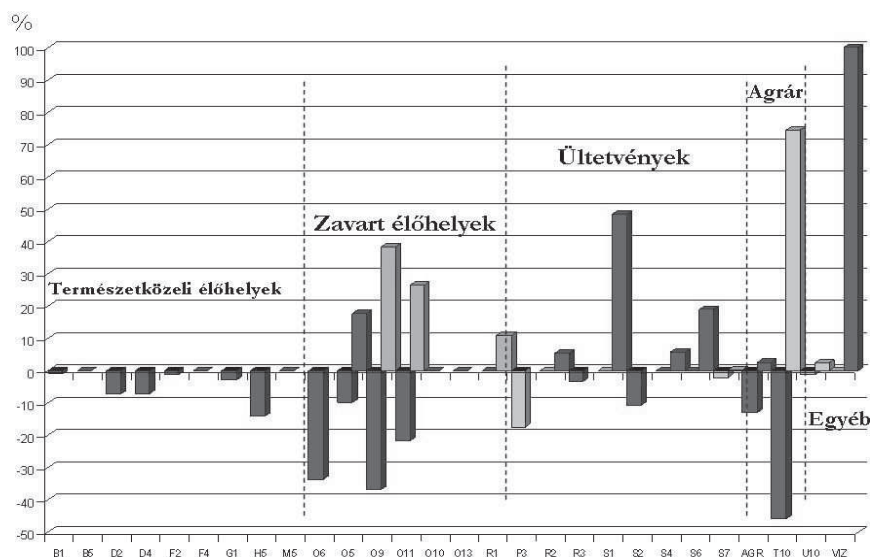
Az élőhelyváltozások összegzése

A mintaterületekben található természetközeli élőhelyek kiterjedése 1998-ban 1287.6 ha volt. Ebből 1998 és 2008 között összesen mintegy 42 hektár pusztult el, mely az elmúlt 10 évfolyamán mintegy 3.26%-os csökkenést jelent (0.335%-os csökkenés évente). A Kiskunsági-homokhátság területére (730 000 ha) kivetítve a pusztulás arányát, mintegy 2500-3000 ha természetközeli élőhely teljes megszűnését becsüljük. Figyelemreméltó, hogy az elpusztult természetközeli élőhelynek 98%-a Natura 2000-es élőhely volt. Ez a Natura 2000 élőhelyeknek összesen mintegy 3.5%-os pusztulását jelentette az eltelt 10 év alatt. A védett területeken nem tapasztaltunk számottevő mértékű élőhelypusztulást. Az elpusztult természetközeli élőhelyek főként agrárterületekké és tájidegen faültetvényekké váltak a vizsgált időszakban. A jellegtelen száraz és nedves gyepek pusztulása vagy további degradálódása még nagyobb mértékű, összesen 19,3% volt. Megfigyelhető, hogy zavart, féltermészetes gyepek minden vizsgált kvadrátban voltak, és mindenhol nagy arányban károsodtak is.

Alapvetően kétféle típusú élőhely-átalakulást mutattunk ki a mintaterületekben: az élőhely teljes pusztulását (beszántás, beépítés, akácosítás stb.) és az élőhely jelentős mértékű degradálódását. Ez utóbbi például lehet egy természetközeli gyeppellegtelenedése (általában a talajvíz-süllyedés okozta kiszáradás miatt) vagy spontán beerdősülése (többnyire tájidegen fajokkal). A természetközeli élőhelyeknek jelentős része, több mint 1.1%-a degradálódott úgy a vizsgált területen, hogy egy teljesen más élőhely-kategóriába került át. Ez alapján a hátság területén hasonlóan jelentős degradálódást mintegy 800–900 hektáron feltételezhetünk. A regionalizálás összegzett eredménye közel 4000 ha természetközeli élőhely pusztulását vagy jelentős degradálódását jelenti a Kiskunsági homokhátság léptékében.

A természetközeli élőhelytípusok közül legnagyobb kiterjedésben a mocsárrétek pusztultak el a mintaterületen belül. A folyamat leginkább a homokvidék délebbi részein (Forráskút, Ásotthalom) volt jellemző. Ha ezt a tendenciát a teljes Kiskunsági-homokvidékre jellemzőnek tekintjük, mintegy 1500 ha mocsárrét pusztulását és még kb. fele ennyi degradálódását feltételezhetjük. Legnagyobb arányban a homoki sztyepprétek károsodtak a vizsgált területen belül (14%), így hátsági viszonylatban mennyiségük meghaladhatja akár a 200 ha-t is (a sztyepprétek kiterjedése a homokvidéken összesen 1700 ha). A nyílt homoki gyepek pusztulása kisebb ütemű, de hátsági szinten így is meghaladhatja a 150 ha-t. Feltehetően további minimum 50 ha alakult át beerdősődés, cserjésedés által. A borókás nyárasok esetében nem tapasztaltunk területcsökkenést.

Az elmúlt 10 év pusztulási tendenciái azt mutatják, hogy a természetes és féltermészetes élőhelyek főként agrárterületekké és tájidegen faültetvényekké váltak (3. ábra). Az agrárterületek ültetvényekké való átalakítása is jelentős, hátsági szinten elérheti, sőt meg is haladhatja a 20 000 hektárt. Ez utóbbi folyamat jelentős hatást gyakorolhat a jövőben a régió táji és természeti értékeire is, mivel leginkább az aprón mozaikos, kisparcellás, tanyás területeket érinti. A vizsgált 10 éves időszakban mezőgazdasági területekre telepített ültetvényeknek mintegy 92%-a tartalmazza a hazai flórára idegen, inváziós fajnak számító akácot (4. ábra). Az ültetések 73%-a szántóra és fiatal felhagyott szántóra történt, 15%-a óparlagokra, de kb. 10%-ot ér el a természetközeli gyepterületekre való ültetés is.



2. ábra Az élőhelyek területváltozása 1998 és 2008 között a homokhátsági mintaterületben

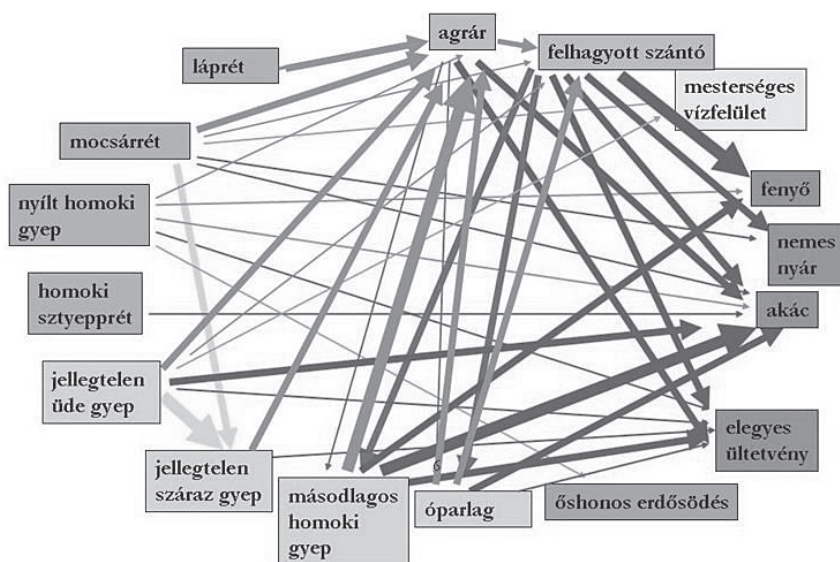
A természetközeli élőhelyek területe csökkenő tendenciát mutatott vagy nem változott.

A zavart élőhelyek területének növekedését a természetközeli élőhelyek degradálódása okozta.

Látható, hogy a tájidegen ültetvények közül az akácosok területe drasztikusan, közel felével nőtt az elmúlt 10 évben. A dinamikusan változó tájra jellemző, hogy 70%-kal nőtt az újonnan felhagyott szántók területe, miközben egy részük óparlaggá vagy ismét agrárterületté vált

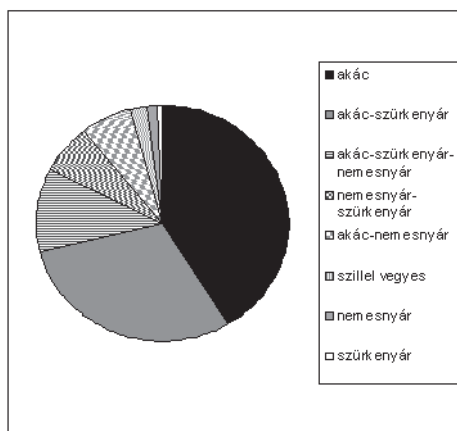
Figure 2. Habitat changes in the sampled areas between 1998-2008. The area of natural habitats are stable or decreasing. Increase of degraded habitats originated from degradation of the natural ones.

Area of black locust plantations increased by 50%, and abandoned fields by 70%. Some former young abandoned fields become older, some changed into arables again



3. ábra Az élőhelyek átalakulásának irányai a nyolc kiválasztott homokhátsági kvadrát területén belül. A tendenciák erősségét a nyilak vastagságával jelöltük. A nem vagy csak igen kis mértékben változott élőhelyeket az ábrán nem tüntettük fel. Az ábrán jól láthatók az elmúlt 10 év folyamatainak főbb irányai: a gyepterületek tájidegen ültetvényekké való alakulása vagy beszántása, a természetközeli gyepek degradálódása zavart vagy féltermészetes gyepekké, illetve az agrárterületek tájidegen ültetvényekké való válása

Figure 3. Directions of habitat changes in the sampled areas. Thickness of arrows correlates with changed area. Grasslands were degraded or become alien plantations or arable fields. Reasonable part of arable and old fields was afforested in the studied period



4. ábra Az 1998 és 2008 között agrárterületekre telepített ültetvények 92%-a tartalmaz akácot a mintaterületeken belül

Figure 4. 92% of new afforestations planted between 1998–2008 contains *Robinia pseudo-acacia*

Megvitatás

Az 1998 utáni időszakban a megelőző évtized élőhely-pusztulási tendenciája folytatódott, intenzitását tekintve azonban az évi 1% körüli értékről mintegy egyharmadára csökkent. Ez kissé lassabb a Révész és munkatársai által prognosztizált, jövőben várható pusztulási sebességnél (RÉVÉSZ et al. 2003). A gyepterület-csökkenés több okát ismerjük a térségben, melyek közül a legmeghatározóbb volt, hogy a kárpótlás után a kiszáradó gyepek és vizes élőhelyek rovására igyekeztek a gazdálkodók szántóterületeiket növelni. Ezzel párhuzamosan az állatállomány mintegy 60%-os csökkenést mutatott a rendszerváltás óta eltelt időszakban, és ennek nagy része is intenzív, istállózó tartás alatt áll, így a gyepterületekre is egyre kevésbé van szükség a térségben (FARKAS 2010).

A gyepek degradálódása és átalakulása más élőhelytípussá jelenleg sokkal nagyobb mértékű – és így nagyobb veszélyeztetettséget is jelent – mint megszűnésük, beszántásuk. LADÁNYI és KOVÁCS 1992 és 2001 közötti időszak spektrális indexeinek változása alapján kimutatta, hogy a Duna-Tisza köze területén a gyepterület és legelő kategóriába eső területek mintegy 14%-a veszélyeztetett a klímaváltozás, illetve a szárazodás hatásai által (LADÁNYI, KOVÁCS 2010). Jelenleg a Kiskunsági-homokhátság legveszélyeztetettebb élőhelyeinek a mocsárréteket, a lápréteket és a homoki sztyeppréteket tartjuk. Ezek pusztulási tendenciája eredményeink szerint 7-10% körül van. A vegetációdinamikai kutatások szerint az 1980-as évektől tapasztalható regionális talajvízszint-süllyedés az üde és mezofil rétek (láprétek, szoloncsák szikes rétek, mocsárrétek, láperdők és erdősztyepp tölgyesek) nagymértékű szárazodását, belső fajkompozíciós átalakulását okozta (BAGI 1997, MARGÓCZI 2001, MOLNÁR 2007, MOLNÁR 1998, MOLNÁR et al. 1998). A hátságon vizsgált mintaterületek mellett szintén erőteljes száradás és degradálódás tapasztalható az Illancs korábban nedves és mezofil rétéin is, ahol a talajvízsüllyedése a legnagyobb mértéket öltötte a régióban (PÁNDI 2006, LADÁNYI, DEÁK, RAKONCZAI 2010). A Dorozsma-Majsai-hát szárazodás hatására megindult, szintén erőteljes vegetációátalakulását tájléptékű vizsgálatok igazolják (DEÁK 2005, 2010).

Eredményeinkben nem mutatkozott meg a homokhátsági városok környékén tapasztalható szuburbanizációs folyamatok hatása, az „urban sprawl” (FARKAS, CSATÁRI 2009, DÓKA et al. 2009), mivel kvadrátjaink nem érintettek település közeli területeket. Kecskemét környékének jelentős tájszerkezet változása Hetényegyháza községet és keleti határát nagymértékben befolyásolja, de nem éri el a Hetényegyházától nyugat felé eső kvadrátot. Emiatt Kecskemét közelsége ellenére is megfigyelhető egy nagymértékű elnéptelenedési folyamat a kvadrát rosszabb termőképességű részeiben. Ugyanez nem érzékelhető a Kecskeméthez szintén közeli Lajosmizsei kvadrátban, mivel ott a jobb minőségű termőtalaj miatt a lakosság nagy része továbbra is mezőgazdálkodásból él.

Az 1998 óta kimutatott pusztulási arányok párhuzamba hozhatók a Duna-Tisza köze élőhelytérképe alapján kapott pusztulási arányokkal. Az 1998 előtti másfél évtizedben legnagyobb mértékű a nem szikes jellegű vizes élőhelyek pusztulása volt (az összes beszántott természetközeli terület 60%-a). Ezek területének összesen mintegy 12%-a került abban az időszakban beszántásra (BIRÓ et al. 2007), miközben a rákövetkező 10 évben a nedves gyepek további 7-8%-ának eltűnését feltételezzük. Az elmúlt évtizedben a nyílt homoki gyepek a korábrinál kisebb, csupán 3%, a szikes rétek pedig 1% körüli pusztulást mutattak. A megelőző évtizedből a DT-Map élőhelytérképe ehhez képest viszonylag nagy pusztulási arányokat mutatott a nyílt homoki gyepek esetében (beerdősülés kb. 8–10%

és további 5% beszántás vö. BIRÓ et al.2008). A szikes területek pusztulása is jóval nagyobb mértékű volt az általunk kimutatottnál, és mintegy 10%-ot tett ki. Ez utóbbi oka részben az, hogy a DT-Map élőhelytérkép a hátságlegtöket is magában foglalja, ahol sokkal nagyobb a szikesek kiterjedése, így változásuk is nagyobb méreteket ölthetett az ezredfordulót megelőző időszakban. Bár a borókás nyárasok kiterjedésében a megvizsgált kvadrátokon belül nem találtunk változásokat, napjainkban megfigyelhető nyílt homoki gyepekké való átalakításuk az elmúlt évek támogatási rendszerének hatására.

A gyepterületek csökkenése mellett az erdőtelepítések ütemének egyértelmű növekedését tapasztalhatjuk a régióban. Ennek legfontosabb eleme, hogy Magyarország a koppenhágai megállapodásban vállalta 1 millió ha szántóföld termelésből való kivonását, viszont az uniós támogatási rendszer mellé nem kerültek kidolgozásra térségi vagy regionális célkitűzések és szabályozások (FARKAS 2010). Ennek következménye, hogy a szárazodás ellenére Bács-Kiskun megyében mintegy 16 000 ha új erdő keletkezett, vagyis az Európai Unió vállalásának hatására végzett akáctelepítések láthatóan ellentmondásban vannak az EU biodiverzitás-csökkenés lassítását célzó tevékenységével (FARKAS 2010). A telepített új erdők ugyanis természetvédelmi szempontból teljesen értéktelenek, mivel nem őshonos fafajokból állnak, flórájuk szegény és néhány éven belül várhatóan tömegesen megtalálhatók lesznek bennük a hazai flórát kiszorító és veszélyeztető tájidegen özönnövények is. Emiatt területi növekedésük kifejezetten károsnak tekinthető. Rakonczai vizsgálatai szerint a homoki erdők produkciója a klíma szárazodása következtében csökkent 1992 és 2001 között, vagyis akár kérdésessé is válhat az ültetett nagy mennyiségű erdő jövőbeni produktivitása, így a telepítések gazdaságossága, kifizetődése is (RAKONCZAI 2006).

Köszönetnyilvánítás

Elsőként szeretnék köszönetet mondani a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága dolgozóinak, Vajda Zoltánnak és Sipos Ferencnek a kutatás elősegítéséért, Biró Csabának és Kóhalmi Fruzsínának a DT-Map térképek digitális formába hozásáért, illetve Horváth Dénesnek a terepmunkában való hatékony segítségéért. Köszönetet mondok továbbá a Duna-Tisza köze élőhely-térképezése program összes résztvevőjének az elemzésekhez támogatott adó DT-Map térkép készítésében való közreműködésért, valamint az újratérképezésre kiválasztott mintaterületek eredeti térképezőinek, Aszalós Rékának, Bagi Istvánnak, Csecserits Anikónak, Kőrmöczi Lászlónak, Szollát Györgynek, Horváth Andrásnak és Vidéki Róbertnek 1998–99-ben végzett térképezési munkájukért. A kutatást a Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága támogatta.

Irodalom

- AGARWAL C., GREEN G. M., GROVE J. M., EVANS T. P., SCHWEIK C. M. 2002: A review and assessment of land-use change models: dynamics of space, time, and human choice. (U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station. Newton Square, PA., General Technical Report.
- ASZALÓS R. 1999: A heténygyházi mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 25. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BAGI I. 1997: Átalakuló homoki vegetáció a Duna-Tisza közén. *Kitaibelia* 2: 253–264.
- BAGI I. 1999: A balotaszállási mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 33. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BAGI I., BAGI B. 1995: Vegetációátalakulási folyamatok a Kiskunsági Nemzeti Park Szappan-széki területén, 1987–1994. *Bot. Közl.*, 82: 142.

- BARTHA S., BALOGH L., BIRÓ M., BÓDIS J., CSETE S., CSIKY J., FRÁTER E., HAYEK ZS., LÁJER K., PURGER D., SZIGETVÁRI CS. 2006: Nyílt és záródó homokpusztagyepek társulási viszonyainak összehasonlítása a vácrátóti Tece-legelőn. In: MOLNÁR E. (szerk.): Kutatás, oktatás, értéktéremtés. A 80 éves Précsényi István köszöntése, MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 111–132.
- BIRÓ M. 2006a: Történeti vegetációrekonstrukciók a térképek botanikai tartalmának foltonkénti gazdagításával. Tájökológiai Lapok 4: 357–384.
- BIRÓ M. 2006b: A történeti térképekre alapuló vegetációrekonstrukció és alkalmazásai a Duna-Tisza közén. Ph.D. értekezés. Pécs, Pécsi Tudományegyetem, Biológia Doktori Iskola.
- BIRÓ M. ET AL. 2000: A Duna-Tisza köze aktuális élőhelytérképe. Ponttérkép és 1: 400 000 méretarányú, áttekinthető térkép. In: MOLNÁR ZS. (szerk.): A Kiskunság száraz homoki növényzete. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest, pp. 1–36.
- BIRÓ M., HORVÁTH F., BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS. 2010: Élőhelyi adatbázisok és a CLC50 térkép szintézisének módszertani kérdései az Ipoly-vízgyűjtő növényzeti térképe kapcsán. Tájökológiai Lapok 8(3): 607–622.
- BIRÓ M., LELLEINÉ KOVÁCS E., KRÖEL-DULAY GY., HORVÁTH F. 2009: A Kiskunsági homokvidék tájökológiai térképe. In: TÖRÖK K., KISS K., KERTÉSZ M. (szerk.): Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete kutatási eredményeiből, pp. 29–35.
- BIRÓ M., MOLNÁR ZS. 1998: A Duna-Tisza köze homokbuckásainak tájtipusai, azok kiterjedése, növényzete és tájtörténete a 18. századtól. Történeti Földrajzi Füzetek 5: 1–34.
- BIRÓ M., PAPP O., HORVÁTH F., MOLNÁR ZS., CZÚCZ B. 2006a: Élőhelyváltozások az idő folyamán. In: TÖRÖK K., FODOR L. (szerk.): A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozás Eredményei I. KvVM TVH, Budapest, pp. 51–66.
- BIRÓ M., RÉVÉSZ A. ET AL. 2005: A Duna-Tisza köze aktuális élőhelytérképe. Folttérkép és 1: 400 000 méretarányú, áttekinthető térkép, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BIRÓ M., RÉVÉSZ A., HORVÁTH F., MOLNÁR ZS. 2006b: Point based mapping of the actual vegetation of a large area in Hungary – description, usability and limitation of the method. Acta Bot. Hung., 48: 247–269.
- BIRÓ M., RÉVÉSZ A., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F. 2007: Regional habitat pattern of the Danube-Tisza interfluvium in Hungary I. The landscape structure and habitat pattern; the fen and alkali vegetation. Acta Bot. Hung., 49: 267–303.
- BIRÓ M., RÉVÉSZ A., MOLNÁR ZS., HORVÁTH F., CZÚCZ B. 2008: Regional habitat pattern of the Duna-Tisza köze in Hungary II. The sand, the steppe and the riverine vegetation; degraded and ruined habitats. Acta Bot. Hung., 50: 21–62.
- BIRÓ M., VIDÉKI R. 1998: A tázlári mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 29. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BÖLÖNI J., KUN A. ÉS MOLNÁR ZS. (szerk.) 2003: Élőhely-ismereti útmutató 2.0 (mmÁ-NÉR). Kézirat, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., ILLYÉS E., KUN A. 2007: A new habitat classification and manual for standardized habitat mapping. Annali di Botanica nuova serie 7: 105–126.
- BÖLÖNI J., MOLNÁR ZS., ILLYÉS E., KUN A. 2008: Térképezési célú, növényzeti alapú élőhely-osztályozás Magyarországon (az Á-NÉR2003 és Á-NÉR2007 rendszer). Tájökológiai Lapok 6: 379–393.
- BÜTTNER, GY., MAUCHA, G., BIRÓ, M., KOSZTRA, B., PATAKI, R., PETRIK, O. 2004: National Land Cover Database at scale 1:50 000 In Hungary. EARSeLProceedings 3: 323.
- CLC CHANGE: http://www.fomi.hu/corine/clc2000_index.html
- CORINELand Cover (CLC50) – Magyarország 1:50 000-es felszínborítási adatbázisa. Méretarány: 1:50.000 (GISDatabase, FÖMI, Budapest). <http://www.fomi.hu/corine/>
- CSATÁRI B., KANALAS I. 2006: The present-day history and territorial features of the tanya-s in the Sand Ridge Region. A Falu 21: 27–34.
- CSECSERITS A. 1998: Az imrehegyi mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 32. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- CSECSERITS A., RÉDEI T., KRÖEL-DULAY GY., SZABÓ R., SZITÁR K. 2010: A különböző skálázású táji adatok és a parlagok növényzete közti kapcsolat. Földrajzi Tanulmányok. V: 70–88. In: SZILASSY P. (szerk.): Tájváltozások értékelési módszerei a XXI. Században, Szeged, <http://www.geo.u-szeged.hu/tajvaltozas>.
- CSEHALMI D. 2009: Az Észak-Alföldi lápok vegetációváltozásainak vizsgálata távérzékelési módszerekkel. PhD Dolgozat, SZIE, Gödöllő.
- DEÁK J. Á. 2005: A Dorozsma-Majsai homokhát táji mintázata és veszélyeztető tényezői. A környezettudomány elmélete és gyakorlata konferencia, Szeged, megjelenés alatt.

- DEÁK J. Á. 2010: Csongrád megye kistájainak élőhelymintázata és tájökölógiai szempontú értékelése. PhD. értekezés. SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék.
- DÓKA R., ALEXA R., KÓHALMI F., KEVEYNÉ BÁRÁNY I. 2010: A tájváltozások és a társadalmi–gazdasági viszonyok alakulásának összefüggései a Duna-Tisza köze középső részén. Földrajzi Tanulmányok. V: 227–261. In: SZILASSY P. (szerk): Tájváltozások értékelési módszerei a XXI. Században, Szeged, <http://www.geo.u-szeged.hu/tajvaltozas>.
- EEA 2006: Urban sprawl in Europe – The ignored challenge. EEA, Copenhagen.
- FARKAS J. 2010: Agrár és vidékföldrajzi kutatások Bács-Kiskun megyei példákkal. PhD értekezés, Szegedi Tudományegyetem, Természettudományi és Informatikai Kar, Szeged.
- FARKAS J., CSATÁRI B. 2009: A területhasználat változásai. In: Farkas JZs, Csátári B. A területhasználat változásai. GAZDÁLKODÁS 53: 413–423.
- FARKAS, J. Zs. 2006: A művelési ágak változásai a Homokhátságon. A falu 27: 79–87.
- FEKETE G. 1985: A teresstris vegetáció szukcessziója: elméletek, modellek, valóság. In: FEKETE G. (szerk.): A cönológiai szukcesszió kérdései. Akadémiai Kiadó, Budapest. pp. 31–65.
- FEKETE G. 1999: A vegetációtérképezés: visszatekintés és hazai körkép. In: KUN A., MOLNÁR Zs. (szerk.) 1999: Élőhely-térképezés. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kézikönyvsorozat kötetei XI., Budapest, pp. 91–104.
- FEKETE G., MOLNÁR Zs., HORVÁTH F. (szerk.) (1997): A magyarországi élőhelyek leírása és határozókönyve. A Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer. Természettudományi Múzeum, Budapest.
- FEKETE G., MOLNÁR Zs., KUN A., BOTTA-DUKÁT Z. 2002: On the structure of the Pannonian forest steppe: grasslands on sand. Acta Zool. Acad. Sci. Hung. 48: 137–150.
- HORVÁTH A. 1999: A forrásküti mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 37. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- HORVÁTH F. 2006: Élőhely-térképezés, élőhelyek mintázata és változása a tájban. In: Török Katalin, Fodor Livia (szerk.): A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozás Eredményei I. KvVM TVH, Budapest, pp. 17–27.
- HORVÁTH F., CSONTOS P. 1992: Thirty year changes in some forest communities of Visegrad Mts., Hungary. In: TELLER A., MATHY P., JEFFERS J. N. (eds): Responses of forest ecosystems to environmental changes. London-New York, pp. 481–488.
- KERTÉSZ M., KELEMEN E., BIRÓ M., KOVÁCS-LÁNG E., KRÖEL-DULAY Gy. 2011: Az ökoszisztéma szolgáltatások és a zavarási rezsim, mint természet-társadalom kapcsolat a Kiskunsági-homokhátságon. (Description of Ecosystem Services and Disturbance Regime as Connection between Environment and Society – Summary). In: Nagy G. (szerk): Az ökoszisztéma szolgáltatások hazai eredményeinek összegzése, lehetséges továbblépek megvitatása. MTA TAKI – CEU Budapest. (In print.)
- KÖRMÖCZI L. 1998: A ruzsai mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 36. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- KÖRMÖCZI L. 1999: Az ágasegházi mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 27. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- KUN A., MOLNÁR Zs. (szerk.) 1999: Élőhely-térképezés. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer kézikönyvsorozat kötetei XI.
- LADÁNYI Zs., DEÁK J. Á. 2009: Case study of a climate-sensitive area on the Danube-Tisza Interfluve. In: Z. GALBÁCS (ed.): The 16th Symposium on Analytical and Environmental Problems. pp. 434–439.
- LADÁNYI Zs., DEÁK J. Á., RAKONCAI J. 2010: The effect of aridification on dry and wet habitats of Illanes microrregion, SW Greathungarian Plain, Hungary. Acta Geographica Debrecina Landscape & Environment 4: 11–22.
- LADÁNYI Zs., KOVÁCS F. 2010: Spektrális indexek szerepe a tájváltozás, táji érzékenység megfigyelésében. Földrajzi Tanulmányok. V: 203–215. In: SZILASSY P. (szerk): Tájváltozások értékelési módszerei a XXI. Században, Szeged, <http://www.geo.u-szeged.hu/tajvaltozas>.
- LÓCZY D. 2010: Tájdinamika módszertani fejlemények. Földrajzi Tanulmányok. V: 11–31. In: SZILASSY P. (szerk): Tájváltozások értékelési módszerei a XXI. Században, Szeged, <http://www.geo.u-szeged.hu/tajvaltozas>.
- MARGÓCZI K. 2001: A vegetációtan természetvédelmi alkalmazása. Doktori Értekezés. Szegedi Tudományegyetem, Ökológiai Tanszék, Szeged, 103.
- MARI L. 2010: Tájváltozás elemzés a CORINE adatbázisok alapján. Földrajzi Tanulmányok. V: 317–331. In: SZILASSY P. (szerk): Tájváltozások értékelési módszerei a XXI. Században, Szeged, <http://www.geo.u-szeged.hu/tajvaltozas>.
- MIKLÓS I., SOMODI I., PODANI J. 2005: Rearrangement of ecological data matrices via Markov Chain Monte Carlo simulation. Ecology 86: 3398–3410.
- MOLNÁR Zs. 1998: Interpreting present vegetation features by landscape historical data: An example from a

- woodland-grassland mosaic landscape (Nagykörös-wood, Kiskunság, Hungary). In: K.J. Kirby and C. Watkins (eds.): *The Ecological History of European Forests*. CAB International pp. 241–263.
- MOLNÁR Zs. (szerk.) 2003: A Kiskunság száraz homoki növényzete. TermészetBÚVÁR Alapítvány Kiadó, Budapest.
- MOLNÁR Zs. ET AL. 1998: A vegetáció térképezésének objektivitása. *Kitaibelia* 3: 307–308.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M., KRÖEL-DULAY Gy., TÖRÖK K. 2010: A Duna-Tisza köze ökológiai problémái. In: GLATZ F., CSATÁRI B., T. GÉMES T. (szerk.): *A Magyar tanyás vidékek. Párbeszéd a vidékért - 2010*. MTA Történettudományi Intézet – MTA Társadalomkutató Központ, Budapest, pp. 63–70.
- MOLNÁR Zs., BIRÓ M., RÉVÉSZ A., HORVÁTH F., VAJDA Z. 2000: A Duna-Tisza köze élőhelytérképezése (D-T Map 1996–2000). Zárójelentés, MTA ÖBKI, Vácrátót, KNP Kecskemét.
- MOLNÁR Zs., FEKETE G., BIRÓ M., KUN A. 2008: A Duna-Tisza közti homoki sztyepprétek történeti tájékológiai jellemzése. In: KRÖEL-DULAY Gy., KALAPOS T., MOJZES A. (szerk.): *Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások. Köszöntjük a 70 éves Láng Editet*. MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, Vácrátót, pp. 39–56.
- MOLNÁR Zs., HORVÁTH F., LITKEY Zs., WALKOVSKY A. 1998: A Duna-Tisza közti körises égerláperdők története és mai állapota. *Természetvédelmi Közlemények*: 55–77.
- PÁNDI I. 2006: Dél-kiskunsági homokbuckások vegetációja és tájhasználat-története. (Land-use history and vegetation of sandlands in the South-Kiskunság). Conference of the 1st Hungarian Landscape Ecology, 2006. IV. 7–9. Debrecen.
- RAKONCZAI Z. 2006: Klímaváltozás- aridifikáció – változó tájak. In: Kiss A., Mezősi G., Sümegy Z. (szerk.): *Ünnepi tanulmányok Keveiné Bárány Ilona professzor asszony tiszteletére*, SZTE Éghajlattani és Tájföldrajzi Tanszék és SZTE Természeti Földrajzi és Geoinformatikai Tanszék, Szeged, pp. 593–601.
- RÉVÉSZ A., HORVÁTH F., CZÚCZ B., MOLNÁR Zs., BIRÓ M., KOCZKA K., SÍPOS F., SÍPOS K., VAJDA Z., PAPP O., SUSKÓ Z. 2003: A Nemzeti Ökológiai Hálózat vizsgálata a Duna-Tisza közén. Kutatási jelentés, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- SZOLLÁT Gy. 1999: A lajosmizsei mintaterület élőhelytérképezése. D-T Map program jelentései, 24. Kiskunsági Nemzeti Park, Kecskemét, MTA ÖBKI, Vácrátót.
- TAKÁCS G., MOLNÁR Zs. (eds.) 2009: Habitat mapping. 2nd modified edition. *Handbooks of National Biodiversity Monitoring System IX*. MTA ÖBKI - KvVM, Vácrátót - Budapest, 54 pp. (angolra fordított változat). - 2nd modified edition. Authors: M. Biró, J. Bölöni, F. Horváth, A. Kun, Zs. Molnár and G. Takács; <http://novenyzetiterkep.hu/?q=magyar/publikaciok/node/374>
- TÖRÖK K., FODOR L. (szerk.) (2006): A Nemzeti Biodiverzitás Monitorozás Eredményei I. KvVM TVH, Budapest.

USE OF LANDSCAPE CHANGE MAPS TO STUDY TEN YEARS HABITAT TRANSFORMATION OF THE KISKUNSAĞ REGION, HUNGARY

M. BIRÓ

Vácrátót, mariann@botanika.hu

Keywords: habitat mappation, repeated mapping, map of changes, monitoring, habitat loss, sand region, inland sand area

Repeating habitat maps prepared in the 1990s for monitoring or landscape evaluations can be an important information source for landscape change research and habitat quality monitoring (NBmR, DT-Map). Repeated mappings can provide quantified data on habitat loss, potential threats (especially on the spread of invasive species), and also for modelling landscape change. One of our goals was to further develop the methodology of repeated habitat mapping.

In 2008 more than 8800 hectares was remapped in the Duna-Tisza köze (original maps were prepared in 1998–1999). We found that speed of habitat loss decreased considerably from the previous 1% to 0.33% between 1998 and 2008. Habitat degradation was more significant than habitat loss. The most endangered habitat types are the mesophytic meadows, the *Molinia* meadows and the closed sand steppes, while salt steppes and open sand grasslands are the least threatened. The effect of „urban sprawl” could not be detected at this scale. While natural habitats are continuously decreasing, forestry plantation increase considerably (20 000 ha). These plantations are important sources of invasive species.

2. táblázat A Duna-Tisza közti hátság megvizsgált nyolc mintaterületén belül történt élőhely-átalakulások 1998 és 2008 között. Az átmeneti mátrixban sötétszürkével jelöltük a táj nagymértékű átalakulásait (7% fölötti változások), világos szürkével pedig az 1 és 7% közötti átalakulásokat. Az oszlopok az egyes sorokban található élőhelytípusok átalakulásának irányát mutatják eredeti területük százalékában.

Table 2. Habitat changes between 1998 and 2008 in the remapped 8800 hectares of the Duna-Tisza köze. The most important changes are shown by dark grey (above 7%). Changes between 1 and 7% are light grey.

Values in the matrix are percentages of the original area

	B1	B5	D2	D4	F2	F4	G1	H5	M5	O6	O5	O9	O11	O10	O12	O13	P3	R1	R2	R3	RB	RD	S1	S2	S4	S6	S7	AGR	T10	U10	VIZ	ha	
B1	99	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6	0	0.1	97.33	B1
B5	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.43	B5
D2	0	0	93	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7.3	0	0	0	6.19	D2
D4	0	0	0	93	0	0	0	0	0	0	3.1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0.1	0.2	0	0	0	1.3	0.7	0.3	1	362.2	D4
F2	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.4	0.4	0.4	0.1	0	0	78.83	F2
F4	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.24	F4
G1	0	0	0	0	0	0	97	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.8	0	0	0	0.1	0.6	0	0.6	0.2	0	0.2	0	0.2	0	556.7	G1
H5	0	0	0	0	0	0	0	86	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	102.8	H5
M5	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65.39	M5
O6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	66	23	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.2	4.8	0	0	0	0	4.6	0.6	0.7	0.3	282.3	O6
O5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	90	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.4	0	0	1.3	2	0	4	1.1	0.1	0	422.7	O5
O9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	63	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4.8	16	0	2.3	0	0	12	0	1.3	0	108.1	O9
O11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	78	0	0	0	0	0	0	0	0	0.6	6.4	0	0	0	0	6	8.3	0.4	0	91.05	O11
O10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	23.6	O10
O12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	82	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	18	0	0	0	0	3.91	O12
O13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10.76	O13
P3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	83	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	0	0	78.7	P3
R1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	61.38	R1
R2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0	1.4	0	0	0	0	0	0	142.8	R2
R3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	97	0	0	3.2	0	0	0	0	0	0	0	0	461.4	R3
RB	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	RB
RD	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	RD
S1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	99	0	0	0	0	0.3	0.4	0	0	355.5	S1
S2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.5	0	0	2.8	12	79	4	0	0	0	0.9	0	0	158.2	S2
S4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.3	0.1	0	0.1	0	0	99	0	0	0	0	0	0	1155	S4
S6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.1	0	0	96	0	1.2	0	0.6	0	64.73	S6
S7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2.8	0	0	0	0	96	0.6	0	0.2	0	114.1	S7
AGR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.3	0.6	0	0	0	0	0	0	0	0.1	2.6	1.7	0.2	0	0.1	0.1	86	7.9	0.1	0	3280	AGR
T10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8.4	1.2	0	0	0	0	0	0	0	0	2.2	7.7	2.2	10	0.7	0	13	54	0.4	0	395.4	T10
U10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0	1.8	0.4	0	0	98	0	355.7	U10
VIZ	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	5.01	VIZ
összes	B1	B5	D2	D4	F2	F4	G1	H5	M5	O6	O5	O9	O11	O10	O12	O13	P3	R1	R2	R3	RB	RD	S1	S2	S4	S6	S7	AGR	T10	U10	VIZ	8859	

A PATAKMENTI ÉGERLIGETEK TÁJTÖRTÉNETI KUTATÁSA A SOPRONI-HEGYSÉG TERÜLETÉN

BARANYAI-NAGY Anikó¹, BARANYAI Zsolt²

¹ Közép-Duna-völgyi Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség,

1072 Budapest, Nagydiófa u. 10–12.

² Duna-Ipoly Nemzeti Park Igazgatóság, 1121 Budapest, Költő u. 21., e-mail: anik@freemail.hu

Kulcsszavak: patakmenti égerliget, Soproni-hegység, tájtörténet, térképek, légifelvételek, üzemtervi adatok

Összefoglalás: A mintegy 230 évre visszanyúló kutatás során a patakmenti égerligetek történetét, kialakulását vizsgáltuk a Soproni-hegység területén, sokrétű térkép és légifelvétel forrásanyag térinformatikai elemzése mellett, az erdőgazdálkodás történetére vonatkozó adatok, a fellelhető erdészeti üzemtervek feldolgozásával.

A táj- és erdőtörténeti vizsgálatok alapján a Soproni-hegységben a legszűkebb völgyek kivételével, az 1780-as években bizonyíthatóan, a korábbi évszázadokban valószínűsíthetően, az égerligetek helyét gyepevetáció borította. Ez valószínűleg ligetes kaszálórétek, magaskórósok, ritkábban mocsárrétek, magassásosok mozaikja lehetett, keskeny patak menti fasávokkal, kisebb facsoportokkal. A rétek a 20. század elejéig közel állandó kiterjedésűek voltak, a széles völgyekben, gyakran a völgyoldalba felnyúlóan, mindenütt megtalálhatók. Területük a 20. század során csökkent drasztikusan. Bár több-kevesebb mézgás éger a hegység patakjai mentén mindenütt előfordult, a 20. század elejét megelőzően a patakmenti ligeterdők igen kis kiterjedésűek lehettek. A széles, lapos völgytalpakon valószínűleg a vízfolyás menti, illetve a gyepek szélén elhelyezkedő keskeny sávra korlátozódtak. Emellett a szűkebb, meredekebb oldalú, folyamatos erdőborítással jellemezhető völgyekben voltak jelen néhány fásor szélességű, a rövid fordulójú, tarvágásos gazdálkodás hatására döntően sarjeredetű állományaik. Az üzemtervi gazdálkodás kezdeti időszakában a kiterjedt fenyvesítés átmenetileg csökkentette az éger területarányát, ugyanakkor a legeltetés felhagyását a völgyalji gyepek spontán erdősülése követte. A mézgás éger által elfoglalt terület 1884–1925 között gyakorlatilag változatlan volt. A 20. század során a Soproni-hegység keskeny völgyeiben az égerligetek kiterjedése alig változott; a széles, lapos völgytalpakon viszont jelentősen – az 1960–80-as évek között ugrásszerűen – nőtt. Napjaink széles ligeterdei részben az egykori gyepek spontán erdősülésével, részben nagy kiterjedésű mézgás éger állományok telepítésével jöttek létre a 20. század elejétől kezdődően, döntően a század második felében.

Bevezetés

Az aktuális vegetáció kialakulásában a tájhasználat meghatározó tényező, még a természetesnek tűnő vegetációs foltokat is jelentős emberi hatás érte az elmúlt évszázadok során (MOLNÁR et al. 1997, MEDZIHRADSKY és JÁRAINÉ KOMLÓDI 1996, MEDZIHRADSKY 1996, RATCLIFFE 2006). Ezért a vegetáció jelenlegi állapotának megértéséhez elengedhetetlen a tájban lejátszódott múltbeli folyamatok, az ember tájhasználó és a növényzetet átalakító tevékenységének ismerete (KIRÁLY 1999, MOLNÁR és BÍRÓ 1998, SZABÓ és RUPRECHT 2001). A történeti források feldolgozása segíti a múltban lejátszódott vegetációs változások dokumentálását, a több időpontból származó források elemzése lehetővé teszi a táj időbeli átalakulásainak ábrázolását, továbbá a jelen állapotból le nem vezethető összefüggések, előzmények kimutatását (KIRÁLY 1999, MOLNÁR és BÍRÓ 1998, KONKOLYNÉ 2008). Elkülöníthetők az „ősi” és „fiatal” vegetációs egységek, kiderülhet, hogy az idáig ősinek gondolt növényzeti foltok másodlagosak (KUN 2002).

Erdeink, köztük a hegy- és dombvidéki égerligetek jelenlegi képét, állományviszonyait a több évszázados tájhasználat, valamint az utóbbi évszázadok erdészeti tevékenysége jelentősen befolyásolta. Magyarországon a patakmenti égerligetek kialakulását, kiterjedését, állapotát alapvetően meghatározó múltbeli tájhasználat csak általánosságok szint-

jén ismert. A korábbi évszázadok során a hegy- és dombvidékek kiszélesedő völgyalji termőhelyein sokhelyütt kialakított irtásrétek tér- és időbeli kiterjedése, újra erdősülésük folyamata alig kutatott.

A 18. század második felétől napjainkig tartó időszakot átfogó komplex tájtörténeti kutatás során a vegetáció és tájhasználat rekonstrukciójával a természetvédelmi szempontból igen értékes, kis kiterjedésű patakmenti égerligetek kialakulásának, történetének megismerését tűztük ki célul a Soproni-hegység területén. Részletes esettanulmány keretén belül egyrészt különböző térképi források, archív és új légifelvétel térinformatikai kiértékelését végeztük el, melynek segítségével a patakmenti ligeterdők története a területhasználata változásán keresztül elsősorban a szélesebb völgyekben tanulmányozható. A keskenyebb, erdősült völgyek vizsgálatához elengedhetetlen a gazdálkodás történetére vonatkozó adatok elemzése. Ezért a fellelhető erdészeti üzemtervek részletes állományleírásainak és térképeinek feldolgozását is elvégeztük. A kutatás során az alábbi kérdésekre kerestünk választ:

- Milyen vegetáció borította a völgyalji területeket, a jelenlegi égerligetek helyét a múlt különböző időpontjaiban?
- Milyen volt az égerligetek kiterjedése a múltban? Nyomon követhető-e az állományok kiterjedésének pozitív, illetve negatív irányú változása az elmúlt közel 230 év során? Előfordultak-e állományszerűen, ha igen, mely területeken?
- Mikor és milyen folyamatok eredményeképpen alakultak ki napjaink égerligetei, milyen idők, mennyire tekinthetők ősinek?
- Hogyan befolyásolja az erdőgazdálkodás az égerligetek kiterjedését, állapotát?
- Milyen az égeres erdőrészek területi elhelyezkedése az üzemtervi adatok alapján?

Anyag és módszer

Térképi források

Törekedtünk minél több időpontból származó, időben mind jobban visszanyúló anyag, minél többféle típusú térkép (erdészeti, kataszteri, topográfiai) és légifelvétel kiértékelésére. Elemeztük a II. és III. katonai felmérés területre vonatkozó szelvényeit, a III. felmérés javított változatát. Számos 18., 19. századi topográfiai, kataszteri, erdészeti térkép mellett az 1895-ös, 1925-ös, 1953-as, 1963-as, 1974-es, 1984-es, 1994-es és 2004-es üzemtervi térképeket, valamint a 20. század öt időpontjából (az 1944-es, 1959-es, 1983-as, 1991–92-es, 2005-ös évekből) származó légifelvétel sorozatokat dolgoztunk fel.

Katonai felmérések

A katonai felmérések a tájtörténeti kutatások egyik legfontosabb, leggyakrabban használt forrásanyagát jelentik, könnyen hozzáférhetők, az ország teljes területére kiterjedő, hatalmas mennyiségű, részletes és egységes információt tartalmaznak (NAGY 2003, 2008). Kis területek, speciális kérdések vizsgálata esetén azonban csak bizonyos korlátokkal használhatók, mivel az eredeti térképek minősége, geodéziai pontossága miatt a tájékozásnál elérhető pontosság korlátos. Az alábbiakban csupán a forrásanyagok vizsgálat szempontjából fontos jellemzői, tulajdonságai kerülnek bemutatásra.

II. katonai felmérés

A II. katonai felmérés Magyarország területén 1829–67 között folyt (CSENDES 1980). A térképezéshez az ún. Cassini-féle vetületet használták. Csak a szelvények sarokpontjai esetén végeztek azonban vetületi számításokat, a térképek belső tartalma továbbra is vetület nélküli rendszerben készült (GÁBOR és HORVÁTH 1979). A térkép méretaránya 1:28800. A domborzat jelölését az ún. Lehmann-féle lejtőmeredekséghez igazított, szabályos csíkozással végezték. A térképek a nagyszámú jel és részletgazdag ábrázolás miatt igen sok információt szolgáltatnak (BÉRCESNÉ 2005). A szelvények geodéziai megbízhatósága jó, a felszínborítás elkülönítése pontos, a névanyag meglehetősen részletes és pontos (GÁBOR – HORVÁTH 1979, ZENTAI 2004).

A II. katonai felmérés vizsgált területet ábrázoló szelvényein a földhasználati jelölések egyértelműek, könnyen interpretálhatók. A szelvények földhasználati színezése eltérő árnyalatú lehet, ez a gyepek megítélését nehezíti. A vonalas objektumok és egyéb határok kisebb-nagyobb eltérésekkel találkoznak az összeillesztett szelvényeken. A vízfolyások valós lefutása látható, nem csupán sematikus ábrázolás. Az erdőket sötét színezés, határukat vastagabb vonal jelöli, ami néha összemosódik az utakkal, vagy más határokkal. A túlelveli és lomblevelű erdők közötti állományhatárok nincsenek feltüntetve, így nem értelmezhetők. A gyepeknél sárgászöldes színezés jelöli a szárazabb legelőket, világoskék a nedvesebb réteket és kaszálókat. A szántókat fehér alapszínnel jelölték, lehatárolásuk sík terepen egyértelmű. Meredek térszíneken a sűrűsödő lejtőcsíkozás miatt problémát jelenthet a szántó-gyep határ elkülönítése. A névrajz kisebb elemei (patak és völgy nevek) hegyes vidékeken olykor csak nehezen olvashatók (NAGY 2003).

III. katonai felmérés

A III. katonai felmérés Magyarország területén 1872–84 között zajlott, már méterrendszerben. A térképek méretaránya 1:25 000 (ZENTAI 2004). A felmérés vetülete Lichtenstern-féle poliéder. Alkalmazása megszüntette a térképeken korábban mutatkozó nagy vetületi torzulásokat (NAGY 1985). A domborzatábrázolás Lehmann-féle csíkozással történt, melyet 20 méteres szintvonalakkal egészítettek ki. Az alkalmazott geodéziai módszereknek, műszereknek köszönhetően a három katonai felmérés közül ez a legrészletesebb és legpontosabb térkép, nagyobb torzulások csak a nagy szintkülönbségű erdős területeken fordulnak elő. A felszínborítás ábrázolása pontos és részletes. A különböző földhasználati kategóriákba tartozó területeket vékony vonal választja el egymástól. Az erdőhatárt vastag vonal jelöli, ezek gyakran összemosódnak a szintvonalakkal, utakkal vagy más határokkal. Szétszabdalt, bonyolult határu erdőterületeken nem mindig határozható meg egyértelműen, hogy a vonal melyik oldala erdő. A szántóknak nincs külön jelük, lehatárolásuk ezért – különösen a meredek térszíneken – gyakran bizonytalan. A gyepeket „H” (Hutweide, Heide, legelő), „W” (Wiese, mező, rét) betűkkel jelölik. A Soproni-hegység területét lefedő szelvények értelmezését megnehezíti, hogy fekete-fehér nyomatok. A vizsgálat során elsősorban a III. katonai felmérés Soproni-hegységre vonatkozó, 1920-ban helyszíni megújítás alapján, 1931-ben nyilvántartás alapján részben helyesbített, színes változatát használtuk. A Soproni-hegységet lefedő szelvényeken a domborzatábrázolás már szintvonalakkal történt, magasság pontokat is feltüntettek. A III. katonai felmérés jelentősége erdős területek tájtörténeti kutatása során kisebb, mi-

vel ebből az időszakból számos, részletes kataszteri térkép és igen sok erdészeti térkép áll rendelkezésünkre (MÁRKUS 1966).

Kataszteri térképek

A kataszteri térképek készítése 1856-ban a soproni kerületben kezdődött. A térképek méretaránya az öl mértékrendszer miatt 1:2880, illetve ennek többszöröse, gyakran 1:5760 (ZENTAI 2004, GÁBOR és HORVÁTH 1979, MÁRKUS 1966). A térképek a községhatárokat ölelték fel, a földbirtokok, ingatlanok határait részletesen és pontosan ábrázolták. Általában igen gazdag feliratos anyagot tartalmaztak. A különböző művelési ágakat eltérő színek jelzik: a gyepek egységesen zöldek, a rétek és legelők közötti különbségre csak a feliratok utalnak. A szántók és a legelőváltó szántók sárga színűek. Az erdőket általában egy tömbben ábrázolják, szürke vagy fehér színnel. A házakat, egyéb épületeket piros színnel, a mellettük lévő kerteket rózsaszínnel jelölték. Az utak barnák. A vízrajzi elemek ábrázolása igen aprólékos, a kanyarulatokat részletesen feltüntetik, a patak szélességére a vonalvastagság utal. Az elemzés során vizsgált források az 1850–60-as évekből származnak, általában igen pontosak, jó topográfiai eligazításokat adnak, emellett helyneveikkel, jelöléseikkel utalnak az egykori területhasználatra is.

Korai erdészeti térképek

A Soproni-hegység területének legrégebbi erdőtérképét Sárközy András készítette 1787-ben. A három szelvényből álló térkép méretaránya 1:7200, a hegység teljes területét lefedi. A szintvonalak nélküli térképen az erdőterület 30, körülbelül egyenlő nagyságú vágasra van osztva, fehér és zöld színnel jelölve. Kis bokrok jelzik a lombos állományokat, fenyőfa szimbólum pedig a fenyőerdőket. A szimbólumok nagysága az erdő korára utal. A Rák-patak vonala jól követhető, a vonal vastagsága pontosan jelzi a patak változó szélességét (FIRBÁS 1957). Az utak barna színűek. Jól látszanak az erdőhatárok, az erdőn kívüli területeken azonban hiányoznak a földhasználati jelölések, szántók, gyepek nincsenek elkülönítve. Az erdőterületen belül számos földrajzi név szerepel, németül. A hozzá tartozó leírás az erdők korára, fánemekre – kemény, lágy lombos kategória – vonatkozó információkat tartalmaz. Rendkívül pontos térkép.

Üzemtervi térképek

Az 1884–1924 közötti üzemtervi időszakhoz tartozó, az 1895. évi üzemátvizsgálás alkalmával a D-I üzemosztályokról készített 1:5760 méretarányú üzemtervi térkép a Soproni-hegység területének nagy részét lefedi, csupán a Rák-patak Bánfalva és Görbehalom közötti szakaszától északra eső erdők hiányoznak. A szelvényeken az erdőtagok, osztatok határai és számozásuk került ábrázolásra. Az erdő határvonalát vastag piros vonal jelöli. Az utak elsősorban az erdőterületen belül vannak feltüntetve, barna színnel. A vízfolyások kékek, az erdőterületen belüli patakok, árkok részletesen és pontosan ábrázoltak, viszont a nagy, fátlan völgyekben (pl. Hidegvíz-völgy) nem szerepelnek. Az 1925-ös üzemtervhez tartozó, 1928–29-ben készült, 1:10000 méretarányú üzemtervi térképen az

erdőtagok, erdőrészek határai, számozásuk, az utak és vízfolyások, nyiladékok, árkok, hegygerincek, valamint a rétek, legelők kerültek ábrázolásra. A térkép fekete-fehér, csupán a vízfolyások kék színűek. A fennmaradt szelvény az E üzemosztályt, a Hermes-árok és Asztalfő közötti területet mutatja. Geodéziailag pontos térkép, magasságadatokat, valamint fontosabb földrajzi neveket is tartalmaz.

1953-tól kezdődően az összes üzemtervi időszak térképét feldolgoztuk a hegység teljes területére. Sztereografikus vetületben készült, geodéziailag pontos térképek. Az 1953-as és 1963-as 1:10000, a későbbiek 1:20000 méretarányúak. Rajtuk az erdőtagok, részek határai, a nyiladékok, utak, vízfolyások kerültek ábrázolásra. Az üzemtervezett erdők határa mellett az erdőtesten belüli rétek, valamint a nem erdősült völgytalpi területek is látszanak. Az üzemtervi térképek általában fekete-fehérek, az 1953-as és 1963-as térképen az utak barnák, a vízfolyások kék színűek. Az 1984-es és 1994-es térképek szintvonalakat is tartalmaznak, 20 méteres szintközökkel.

Légifelvételek

Munkánk során a 20. század különböző időpontjaiban, az 1944., 1959., 1983., 1991–92. és 2005. években készített légifelvétel sorozatok is feldolgozásra kerültek. A felhasznált forrásanyag meglehetősen heterogén mind minőségét, az alkalmazott film típusát, a repülés időpontját, mind méretarányát tekintve. A digitális feldolgozás azonban jórészt kiküszöböli a heterogenitásból eredő problémákat. Az értékelt légifotók jellemzően közepes, 1:8000 valamint 1:40000 között változó méretarányúak, a korábbiak fekete-fehérek, míg az újabbak részben hamisszínesek (infra), részben valódi színesek. Jellemzően a vegetációs periódusban készültek. Egy-egy sorozat olykor nem fedi le a Soproni-hegység területét, ilyenkor arra törekedtünk, hogy az egy-két éves időintervallumból származó felvételek együtt fedjék le a kutatási területet.

Üzemtervi adatok

Az üzemtervi adatok a hozzájuk tartozó térképekkel együtt jól hasznosíthatók a tájtörténeti kutatás során, a térinformatikai rendszerek segítségével végzett feldolgozás pedig további elemzésekre nyújt lehetőséget. A térképi források mellett értékeltük a Soproni-hegység fennmaradt erdészeti üzemtervi adatait is. Az 1884–86 között készült első végleges üzemterv külön fejezetekben tárgyalja az erdőbirtok általános leírását, az erdők történetét, részletezi az erdőgazdálkodás megindulásakor megfogalmazott célokat, terveket (tenyésztendő fánemek, alkalmazandó üzemmód, vágásforduló). Az üzemtervet az 1884–86, 1904–05, 1920–21 években elvégzett üzemátvizsgálási munkálatok dokumentációja egészítik ki, melyek a tervek végrehajtásáról készített beszámolók. Segítségükkel a rövidtávú változások is nyomon követhetők. Új üzemterv csak 1925-ben készült a területre, melyben öt üzemosztály szerepel. Ebből csupán a Hidegvíz-völgy és Védárok területét lefedő E üzemosztály anyaga maradt fenn, a kapcsolódó üzemtervi térképpel. A II. világháborút követően, 1953-tól napjainkig tízévente készült teljes üzemterv a Tanulmányi Erdőgazdaság területére (MAJER 1975), melyek leírólapjait szintén tanulmányoztuk.

A térképek és légifelvételek térinformatikai feldolgozása

Archív térképek és légifelvételek digitalizálása

A térképi forrásanyagok és légifelvételek kiértékelését térinformatikai eszközök segítségével végeztük el. Az ehhez szükséges digitalizálás, amennyiben lehetőség volt rá, a A3-as síkgyas asztali szkennerek segítségével történt, minden esetben a teljes képet szkennelve. A kapott képek 300 dpi geometriai felbontású és 24 bit színmélységű, tömörítés nélküli tif kiterjesztésű állományok. A kéziratos kataszteri, régi erdészeti valamint az üzemtervi térképek szkennelése azok nagy mérete és/vagy rossz állapota, illetve megfelelő eszköz hiányában nem volt megoldható, ezért ezekről az anyagokról amatőr digitális kamera és állvány segítségével fényképeket készítettünk. A térképek harmadik csoportja (újabb légifelvételek, a katonai felmérés térképei, az újabb üzemtervi és topográfiai térképek) már digitális formában is hozzáférhető.

A térképek és légifelvételek georeferálása

A georeferálás során a különböző méretarányú és vetületű térképeket egységes vetületűvé alakítottuk át, két vetületi rendszer közötti koordináta transzformáció segítségével. Első lépésben a térképek és légifelvételek geometriai illesztését képenként, illesztőpontok alapján, siktranszformációval, Digiterra v2.3. és ArcGIS 9.2 térinformatikai szoftverek segítségével végeztük el. Az archív térképlapok georeferálása a mai és archív térképszelvényeken egyaránt megtalálható, egymásnak megfeleltethető, közös kontrollpontok segítségével történt. Az illesztés során elsősorban az 1:10 000 EOVS topográfiai térképekre, illetve a 20. századi erdészeti térképek tájékoztatók a 2004-es üzemtervi térképek fedvényeire támaszkodtunk. Kapcsolópontként törekedtünk vizuálisan jól azonosítható, környezetüktől kontrasztosan elkülönülő (pl. útkeresztveződések, templomok, hidak, épületek), minél nagyobb számú pont (átlagosan 10–20) felvételére, illetve arra, hogy azok a kép területén egyenletesen helyezkedjenek el. Az erdőszűrt területeken a fentiek mellett földrajzi és domborzati elemeket, az üzemtervi térképek esetén nyíladekokat, állomány határpontokat is alkalmaztunk. A kontrollpontok felvételét követően az illesztési folyamat egységes matematikai algoritmusokkal, több egymást követő polinomiális transzformációval történt. Az újraszámítás során a mintavételnél a paraméterek számolásához a legközelebbi pixel, illetve a legkisebb négyzetek módszert alkalmaztuk. A georeferálás pontosságát folyamatosan ellenőriztük az illesztés során. Az eltérést mutató helyeken újabb pontokat vettünk fel, mindaddig, míg további javulás már nem volt tapasztalható.

Az összes, fentiekben bemutatott anyag tájékoztatót elvégeztük ezzel a módszerrel, amellyel azonban csak a sík területek esetén lehet torzításmentes képet előállítani. Élénk domborzatú területről, mint amilyen a Soproni-hegység, lehetetlen a kiértékeléshez szükséges pontosságot elérni (SZATMÁRI 2002), ezért az anyagokból a Digiterra program ortofotó modulja segítségével perspektivikus, torzulásoktól mentes digitális képet készítettünk. Ezzel a módszerrel a kameratengely ferdeségéből és a terep magasság különbségeiből adódó torzulások is megszűnnek, s minden domborzati viszony mellett nagy pontosságú térképet kaptunk eredményül.

A területhasználat-változás kiértékelési módszere

A térképi források alapján a Soproni-hegység területén a területhasználat részletes elemzését és számszerűsíthető térinformatikai kiértékelését végeztük el Arcview 3.3 és ArcGIS 9.2 programok segítségével. A térképek segítségével nyomon követhető a széles völgyekben található vegetáció változása, a völgyalji gyepek területének csökkenése, illetve az egykori gyepek helyén kialakuló patakmenti égeresek kiterjedésének növekedése. A szűk, erdősült völgyekben elhelyezkedő ligeterdők területi változásának nyomon követésére a módszer kevésbé alkalmas.

Az értékelés során hét területhasználati kategóriát különítettünk el, majd a kategóriaelemekből vektoros állományt készítettünk. Minden egyes időpontban digitalizáltuk a Soproni-hegység völgytalpi területein – a potenciális ligeterdő területeken – található gyepfoltokat, szántókat, patakmenti ligeterdőket, szélesebb utakat, kultúrterületeket, fenyőállományokat és vágásterületeket. A vektorizálás 1:2000 méretarányban történt, ami 1:10000 méretarányban értelmezhető anyagokat eredményezett. Kizárólag az egyértelműen azonosítható foltokat rajzoltuk körbe. A fedvények segítségével kiszámítottuk az egyes területhasználati kategóriák területét 0,01 hektár pontossággal. Ezek alapján az időbeli változásokat számszerűsítettük, grafikonon ábrázoltuk. A térképek elemzése során megfigyeltünk, hogy milyen vegetáció található a völgyalji területeken, hol találhatók, meddig nyúlnak fel a gyepek, milyen patak menti erdősávok elhelyezkedése, mekkora az átlagos és maximális szélességük, hogyan változik kiterjedésük az idők folyamán.

A térképek és légifelvételek feldolgozásának tapasztalatai

A kataszteri térképeken utak, vízfolyások, vasút keresztezései, állományok jellegzetes határpontjai, épületek szolgáltak illesztőpontként. Erdészeti térképek esetén a korabeli erdőtaghatárok a maiaknak sok esetben megfeleltethetők. A kataszteri és erdészeti térképek egyaránt a vegetációs kiértékeléshez megfelelő pontossággal illeszthetők, 20–30 m-es átlagos hibával. Térinformatikai kiértékelésre méretarányuk, nagy pontosságuk okán alkalmasak. A Sárközy-féle térképen a gyepek és szántók, a kataszteri térképeken emellett a főbb utak és a kultúrterületek is átrajzolhatók. A gyp-erdő határ ugyan mindenütt jól látható, egyéb jelölések azonban a térképek jellege miatt hiányoznak, az erdőt alkotó fafajokról, gypben lévő fasávok meglétéről nem adnak információt.

A katonai felmérések anyagai digitális formában álltak rendelkezésre (ARCANUM 2006, JANKÓ et al. 2005, TIMÁR et al. 2006, BISZAK et al. 2007). A II. katonai felmérés két szelvényét önállóan, míg a III. felmérést és annak reambulált változatát a 4 szelvény összeállítását követően síktranszformációval georeferáltuk. Az illesztőpontokat a templomokon, kolostoron kívül a vasútvonal és utak metszéspontjai, hidak, határpontok szolgáltatták. Az illesztés a II. felmérés esetén átlagosan 20–50 m hibával végezhető el, azonban a hiba a térkép egyes részein a 100 métert is elérheti. A III. felmérés térképeinek tájékozása 20 m pontossággal volt elvégezhető. A gyp-erdő határ a fekete-fehér térképen a lejtőcsíkozás miatt sok helyen nagyon nehezen látható. A II. felmérés és a III. reambulált változatán a patak menti területeken lévő gyepek jól láthatók, erdőtől elkülöníthetők. Térinformatikai kiértékelésre az eredeti méretaránynak megfelelő léptékben alkalmasak.

Az 1895-ös és 1928–29-es üzemtervi térképről szelvényein síktranszformációt végeztünk, az 1953 utáni térképekről minden esetben ortofotót is készítettünk. A tájékozáshoz

illesztőpontként az erdőtag, erdőrésztlet határokat, a nyiladékokat, az útkereszteződéseket, az országhatárt, illetve ezek metszéspontjait vettük figyelembe. Átlagosan 10-30 m-es hibával tájékozhatók. Mivel az üzemtervi térképeken jellegükből adódóan csupán a gyeperdő határvonalak és az utak láthatók, csak ezek digitalizálhatók. A gyepekben található keskeny ligeterdősávok nincsenek feltüntetve, nem képezik az üzemtervezett terület részét. Emellett az adott időpontban már üzemtervezett és betelepített gyepterületek erdőként kerültek feltüntetésre. A fentiek miatt az 1953 utáni időszak térinformatikai kiértékelésére a légifelvételek megfelelőbbek.

A légifotók kontaktmásolatának tájékozása kockánként történt. Először siktranszformációt alkalmaztunk, majd a pontosabb eredmény érdekében ortofotót készítettünk. A légifotók tájékozásához illesztőpontként utak, vasutak kereszteződéseit, az országhatár pontjait, jellegzetes épületeket, olykor állományhatárokat használtuk. A légifotók georeferálása általában 10–20 méteres pontossággal volt elvégezhető. Az 1944. évi légifotó a gyepek erdősülésének nyomon követéséhez általában jól használható, néhol az árnyékok miatt a kisebb gyepfoltok nem látszanak, illetve nagyobb nagyításban az erdő határvonala elmosódik. A zárt erdőtömbök esetén a fenyő és lombos állományok nem elkülöníthetők. Nem lehet látni azt sem, hogy milyen széles az erdőtömbben húzódó égerliget. A szántó, illetve gyepterületek megkülönböztetése sokszor bizonytalan, de mivel ekkor már nem sok szántó található a területen, ez nem okoz jelentős problémát. A gyepek, erdők, beépített területek, utak határa átrajzolható. A 1959-es légifelvételen a gyeperdő határvonal mellett a fenyő állományok is felismerhetők. Olykor az árnyékok miatt a gyepfoltok határának megállapítása nehézkes, a kisebb foltok nem láthatók. Az 1983. évi sorozatokon a gyeperdő határ mellett a lombos és fenyő állományok, vágásterületek, lakott területek is egyértelműek. A szűk völgyekben, zárt erdőtömbökben található keskeny ligeterdősávok nem felismerhetők, ahogy a korábbi sorozatokon sem. A gyeperdő határ az árnyékok miatt néhol bizonytalan és nehézkes a gyepek és vágásterületek megkülönböztetése is. Az 1990-es évek elejéről származó sorozatokon, valamint a 2005-ös képeken a patakmenti ligeterdők nem csak a fenyő, de más lombos állományoktól is elkülöníthetők, a zárt erdőtömbökben, a Hidegvíz-völgy felső szakaszán is.

Mivel a térképeket egyedileg értékeltünk a tájékozás pontatlansága a területszámítás eredményeit nem befolyásolja.

Az üzemtervi adatok kiértékelése

Az üzemtervek leíró adatainak kiértékelése

A keskeny, folyamatos erdőborítású völgyek égerligeteinek tanulmányozásához a térképek elemzése mellett a Soproni-hegység üzemtervei is feldolgozásra kerültek. Az üzemtervi térképek és táblázatos leíróadatok alapján az erdőrésztletek fafaj összetétele, a fajok elegyaránya, az állomány kora, eredete is megismerhető. Az égert tartalmazó erdőrésztletek adatai alapján kiszámítható a faj által borított terület nagysága, annak időbeli változása az üzemtervezett terület határain belül.

A vizsgált üzemtervek állományleírásának adatait egységes táblázatos formába rendeztük, kiértékelésük önmagukban, valamint a kapcsolódó üzemtervi térképekkel együtt történt. Az üzemtervek táblázataiból minden mézgás égert tartalmazó erdőrésztletből az alábbi

adatok kerültek kigyűjtésre: az erdőrészlet kódja, területe, a fafajok elegyaránya, kora, eredete, magassága, törzsátmérő, célállomány, megjegyzés. Minden időpontban kiszámítottuk a mézgás éger által ténylegesen elfoglalt területet. Az 1884–6. évi üzemtervi táblázatokban eredetre utaló információ csupán a megjegyzésekben fordul elő. Az elegyarány megadásánál pedig gyakran összevonások szerepelnek pl. nyír-nyár-éger 40%. Ezekben az esetekben az éger elegyarányát arányosan számítottuk, ami természetesen hibával terhelt.

Az adatsorok minősége nagyban függ az adott üzemtervi időszak szemléletétől, a felvétel részletességétől. Az 1953-as és 1963-as üzemtervek a legrészletesebbek, már 1, illetve 5%-os elegyarányt is rögzítettek. Ennek megfelelően a részletekben sok fafajsort, a megjegyzésekben számos fafajt találunk. Az 1974-es és 1984-es üzemtervek kevésbé alaposak, mivel 10% volt a minimálisan rögzített elegyarány. Így 3–4 fafajnál több ritkán fordul elő, a megjegyzések is nagyvonalúbbak (pl. elszórtan fenyők). Ezeket az adatsorokat a fentiek figyelembevételével szükséges értékelni. Mivel a mézgás éger jellemzően kis elegyarányban fordul elő a völgyoldalakra felnyúló nagy erdőrészletekben, s csak a kisebb, patak menti erdőrészletekben magas az elegyaránya, sokszor nem érte el a megjelenítéshez szükséges százalékos arányt, így ezek az adatsorok nem tükrözik az éger elterjedésének valós viszonyait. Az 1994-es üzemterv megint részletesebb, 5% a legkisebb rögzített elegyarány, nem ritka a 6–7 fafaj részletenként és a megjegyzésben is több faj szerepel. Hasonlóan részletes a 2007-es üzemterv is, ahol minimálisan 2%-os elegyarányt tüntettek fel.

Az elemzés során nyilvánvalóvá váltak az üzemtervek alkalmazásának korlátai. Az üzemtervi nyilvántartás természetesen nem fedi 100%-osan a valóságot, csupán az mutatja, hogy melyik részletekben található éger olyan mennyiségben, hogy az üzemtervben megjelent. Mivel a patak meder gyakran képez határt az erdőrészletek között, a mellette található keskeny égeres sáv nem szerepel egyik részletben sem. Emellett az üzemtervezett területen kívül található gyepek spontán erdősülő patak menti területeire vonatkozóan sem tartalmaz információt az üzemterv. A szélesebb, telepített állományok ugyanakkor pontosan szerepelnek. Természetesen az üzemtervi számadatok nem összevethetők a ligeterdők térképről mért területével, mert égeren kívül más fajok, pl. magas köris, hegyi juhar, törékeny fűz is alkotják az állományokat. Másrészt a spontán erdősült területek egy része csak évekkel később lett üzemtervezve. Továbbá a területhasználati fedvényeken a gyepekben lévő, nem üzemtervezett ligeterdő sávok is részét képezik az erdőként értékelt területnek, ezért is nagyobb a ligeterdő területe, mint az üzemtervek alapján számított.

Az üzemtervi térképek értékelése

Minden üzemtervi térképen körberajzoltuk azokat az erdőrészleteket, amelyekben a leíró adatok alapján előfordult a mézgás éger. Az 1895., 1928–29. és 1953. évi térképet kiegészítettük az irodalmi forrásokban (TAMÁS 2001) található erdőrészlet szintű adatokkal. A digitalizálás az adott évi, georeferált üzemtervi térkép alapján 1:2000 méretarányban történt. A 2004-es térkép digitális formában állt rendelkezésre, csupán a mézgás éger tartalmazó erdőrészleteket kellett leválogatni. Az égeres erdőrészlet fedvények attribútum-állományának feltöltését az üzemtervből kigyűjtött leíró adatok táblázatainak hozzákapcsolásával végeztük. A fedvények segítségével elemeztük, hogy az egyes időpontokban milyen az égeres erdőrészletek térbeli elhelyezkedése, valamint nyomon követtük időbeli változásait.

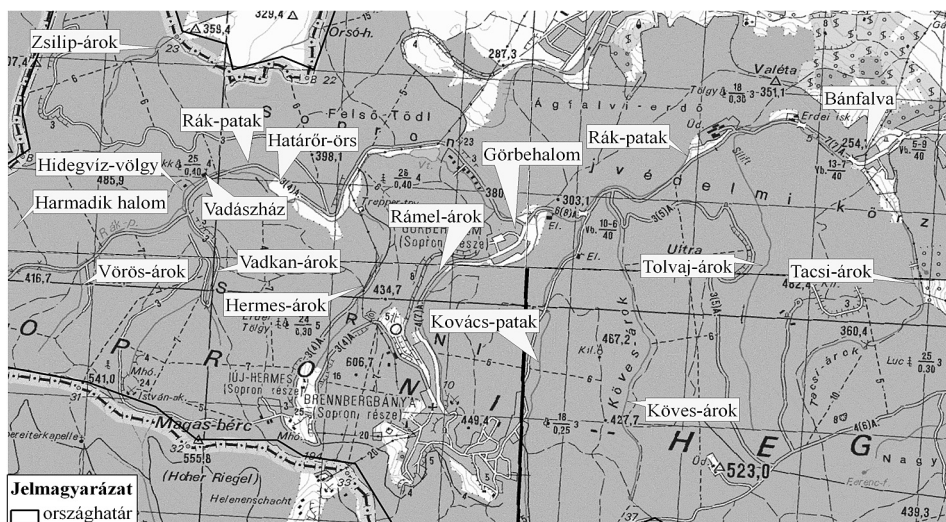
A területhasználat fedvények és az üzemtervi adatok együttes kiértékelése

Az üzemtervi adatokkal feltöltött térképsorozat (8 db) és a történeti térképek valamint légifelvételek elemzésével kapott területhasználat fedvénysorozat (11 db) együttes értékelésével meghatároztuk, hogy a Soproni-hegység területén található égerligetek milyen idősök, mikor keletkeztek. A területhasználat fedvények segítségével inkább a szélesebb völgyekben kialakuló patakmenti ligeterdők története követhető nyomon, bár azok információtartalmát az üzemtervi adatok figyelembevételével kiegészítettük. A keskenyebb, erdősült völgyekben lezajló folyamatokra pedig elsősorban az üzemtervi adatok (fafaj jelenléte, kora, eredete) alapján következtethetünk. Összegzésként térképen ábrázoltuk, hogy mely völgyszakaszokon milyen időpontokban volt jelen égerliget bizonyíthatóan. A patakmenti ligeterdők potenciális kiterjedését bemutató fedvényt azonos történetű szakaszokra osztottuk, és 13 időpontban vizsgáltuk az égerliget meglétét. Az ábrán a széles völgyek esetén az egykori gyepek helyén kialakuló széles állományok keletkezésének idejét tüntettük fel, mert valószínűleg ezeken a helyeken mindig is volt keskeny ligeterdősáv a patakok közvetlen közelében.

Eredmények

A térképi források és légifelvételek értékelése

A közel 230 évre visszamenőleg rendelkezésre álló térképi források alapján igen pontosan rögzíthetjük a Soproni-hegység völgyalji területein elhelyezkedő erdők és gyepek egykori kiterjedését, a területhasználat változását, a gyepek erdősülési folyamatait (1. ábra). A végleges elemzésben az 1784–2005 közötti időszakból származó 24 archív térkép- és 7 légifelvétel-sorozat figyelembevételével tíz időpont kiértékelése történt meg.



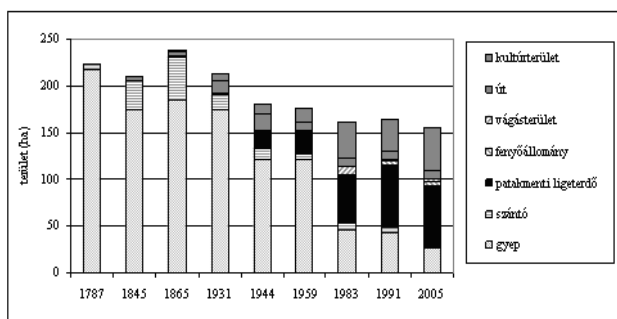
1. ábra Áttekintő térkép a Soproni-hegység területéről
Figure 1. Overview map on the territory of Sopron Mountains

18. század vége

Az 1787-ben, a Soproni-hegység erdeiről készült 1:7200 méretarányú Sárközy-féle térképen a gyepek mellett a szántók is elkülöníthetők (2. ábra). A nem erdősült terület kiterjedése 223 hektár (ha), ebből a rétek 218,1, a szántók 4,9 ha-t tesznek ki (3. ábra). A Hidegvíz-völgyben a Rák-patak menti területeken 40–300, átlagosan 100–120 m széles sávban gyepeket találunk, melyek egészen a III. Halom aláig érnek. A Rák-patakon kívül nagy kiterjedésű rétek találhatók a Vörös-árok elején 350 m hosszan, a Vadkan-árokban 700 m hosszan folyamatosan, felette két különálló kisebb foltban. A vadászház alatti részekben 30 m magasan az oldalban is réteket láthatunk. A Hermes-árokban 800 m-re nyúlnak be a gyepek, felette egy 2 ha-os különálló szántó található. A teljes terület Ágfalva községhatárhoz tartozott ágfalvi rétek néven, melyet jellemzően legeltettek. A Zsilip-árok alsó felén 75–250 m széles összefüggő gyepterület található. A Hidegvíz-völgyön kívül a Rák-patak alsó szakaszát Görbehalom és Bánfalva között összefüggő gyepek borítják, melyek 10–150 m, átlagosan 60–80 m szélesek. A völgyfenekek teljes szélességét kitöltik, a Görbehalom területén található nagy foltok pedig messze az oldalba felnyúlnak. A Rák-patak oldalágai közül a Rámel-árok teljes hosszán 10–40 m széles, míg a Kovács-patak mentén 10–90 m széles rétek találhatók, melyek Brennberg alatt a völgyoldalba is felnyúlnak. A Köves-árok alsó szakaszán különálló gyepterületek láthatók (10–30 m). Míg a Tolvaj-árok elején csupán 260 m hosszan, a Tacsai-árokban igen széles (20–180 m-ig), a völgyoldalba is felnyúló réteket találunk, a völgy teljes hossza mentén (1,8 km), melyen a bánfalvi polgárok legeltettek. A hegység keleti részének völgyeiben fátlan vegetáció csak a kiszélesedő hegységperemi részekben található. Kizárólag a Kecske-patak mentén nyúlnak be a rétek a hegység belseje felé, 650 m hosszan, a Kánya-szurdok és Házhegy-árok alsó részén csupán néhány 100 m hosszúak, 100 m szélességűek.



2. ábra Területhasználat a Soproni-hegység völgyeiben a 18. század végén
 Figure 2. Land-use in the valleys of Sopron Mountains at the end of the 18th century



3. ábra A területhasználat változása a Soproni-hegység völgyaljai területein 1787–2005 között, az adott évi területhasználat fedvények alapján¹

Figure 3. Change of land-use in the valley bottoms of Sopron Mountains between 1787–2005 based on land-use shapes of the given year¹

19. század közepe

A II. katonai felmérés 1845-ben készült szelvényein (4. ábra) a kisebb méretarány miatt a gyepek határ elnagyoltabban ábrázolt. Emiatt bár a fátlan területek kiterjedése az előzőekkel egyező, összterületük mindössze 209,7 hektárnak adódott. Ebből 175,7 ha gyepek, 29,7 ha szántók, 3,7 ha út, 0,6 ha patak menti erdő. A szűkebb völgyekben a gyepek nem felismerhetők, nem digitalizálhatók. A réteken belül több kisebb, 1–5 ha-os szántót ábrázoltak, a Tacsai-árokban, a Gida-patak, Kánya-szurdok területén, a Rák-patak hidegvíz-völgyi szakaszán. A térképen a Rák-patak közvetlen közelében, a Hermes- és Vadkan-árokban a vízfolyás mellett elszórtan fákat jelöltek. A Tacsai-árokban a völgyfenéken gyepek és szántók között egy 0,5 ha-nál alig nagyobb erdőfolt van feltüntetve. Ez a legrégebbi dokumentált ligeterdő folt, mely 1845-től napjainkig folyamatosan égeres. A Hermes- és Vadkan-árokban valamint a Rámel-árok teljes hossza mentén hiányzó gyepek valószínűleg a térképmű hibája, mivel a korábbi és a 25 évvel későbbi térképeken egyaránt ábrázolták.

19. század második fele

A III. katonai felmérés (1872–1884) szelvényein a gyepek kiterjedése a száz évvel azelőtti időpontokhoz képest alig változik. A Hidegvíz-völgyben és a Hermes-árokban a patak mentén egyedi fa jelölések láthatók. A III. katonai felméréssel egy időszakban (1860–90) több nagyobb (1:2880–1:5760) méretarányú, jóval részletesebb kataszteri térkép készült Ágfalva, Bánfalva és Sopron községhatáráról, melyek a hegység szinte teljes területét lefedik (5. ábra). Ezek a térképek a gyepek, szántók határai igen pontosan fel vannak tüntetve, ugyanakkor a patak menti fasáv nem ábrázolt. A 185,6 ha gyepek mellett 45,6 ha szántók, 5,2 ha út és 1–1 ha erdő és kultúrterület különíthető el. A rétek kiterjedése gyakorlatilag a Soproni-hegység egész területén megegyezik a korábbiakkal, ugyanúgy a III. Halomig nyúlnak fel a Hidegvíz-völgyben. Bánfalva és Sopron között sok szántó és egy-

¹ A 19. század végéig a Hidegvíz-völgyben a rétek a völgyoldalakra is felnyúltak. Az erdőstülés során az égeresek inkább a patak közeli, völgyaljai részeken jelentek meg, így természetesen nem az egykori gyepek teljes területén jött létre ligeterdő.



4. ábra Területhasználat a Soproni-hegység völgyeiben a 19. század közepén

Figure 4. Land-use in the valleys of Sopron Mountains in the middle of the 19th century

5. ábra Területhasználat a Soproni-hegység völgyeiben a 19. század második felében

Figure 5. Land-use in the valleys of Sopron Mountains in the second half of the 19th century

két kisebb gyepfolt, a mai faluközpont helyén pedig kaszálóváltó szántó látható. Kisebb változások, hogy a Tacsai-árok felsőbb részein a gyepsáv folyamatossága megszakad, a Kecske-patak mentén pedig a korábbi, erdők közé nyúló gyep eltűnt. A réteken belül több helyen, a mai vadászház környékén és alatta szántókat ábrázoltak. Nagy szántók találhatók Görbehalom területén, Görbehalom és Bánfalva között, a Tacsai-árok elején. Való-

színű, hogy a szántók kiterjedése korábban is ekkora volt, csak az erdészeti térképen az erdőterületen kívül területhasználati kategóriák nem voltak feltüntetve, a katonai felmérések szelvényei pedig elnagyoltabbak. A Rák-patak mentén a mai úthálózattal megegyezően futnak az utak a Vörös-árokig, melyek csak az alsó szakaszon elég szélesek ahhoz, hogy külön vektorizáljuk. A kultúrterület a megépült vasutat jelenti Görbehalom felett.

19. század vége

Az 1895-ös üzemtervi térképen – mely az erdők átalakításának kezdete után tíz évvel készült – figyelhető meg először a fátlan terület kiterjedésének jelentősebb változása, nagyságuk a Hidegvíz-völgyben 6 ha-ral csökkent. Látható, hogy megkezdődött az első gyepparcellák megvásárlása, erdősítése. A város az 1880-as években törekedett a tulajdonában álló erdőtömbök közé ékelődött idegen gyepek megvásárlására, azokat általában luc- és erdeifenyővel telepítette be. A Rák-patak felső szakaszán, a Vörös-árok alsó részén, a Vadkan-árokban és kisebb részben a Hermes-árok területén helyezkednek el a már erdőként üzemtervezett egykori gyepek. A hiányzó térképszelvények miatt sem a Görbehalom és Bánfalva közötti terület, sem a hegység keleti peremvölgyeinek alsó szakasza nem vektorizálható.

1930-as évek fordulója

Az 1928-29-es 1:10 000 méretarányú üzemtervi térképen a nem erdősült terület kiterjedése a Hidegvíz-völgyben jelentősen (közel 8 ha-ral) csökkent. A gyepek még mindig a III. Halomig érnek, de a Rák-patak felső szakaszán keskenyebbek. Az 1880-as években kezdődött erdősítések nyomán a Vadkan-árok elején a 100 m hosszú gypet 300 m-es szakaszon erdő követi, felette pedig két kisebb gypfolt látható, a Vörös-árok elején levő gypet és a Hermes-árokban található szántó helyét beerdősítették. A magántulajdonban lévő területek jellemzően még rétek.

A III. felmérés 1931-es javított változata elnagyoltabb térkép (6. ábra), mely ugyanakkor többletinformációt is hordoz. A gyepek kiterjedése a Hegyvidéken jelentősen csökkent: 174,5 ha. Emellett 17,2 ha szántó, 13,8 ha út, 7,7 ha kultúrterület, és 0,5 ha ligeterdő különíthető el. A korábbi állapotokhoz képest 800 méterrel lentebb, az I. Halom közepénél érnek véget a rétek, melyek átlagos szélessége nem változott (100–120 m). A Zsilip-árokban hiányzik a gypfolt, ami valószínűleg a térkép hibája, mivel az 1944-es légifelvétel is látható. A Rák-patak alsó szakaszán megegyezik a gyepek kiterjedése a korábbiakkal, jelentős változás csak az oldálvölgyekben figyelhető meg. A Rámel-árokban a gypsáv egy helyen megszakad, de Brennbergig ér. A Kovács-árok felső része erdősödött, a rétek 700 m-rel lentebb kezdődnek, a Köves-árokból és pedig eltűnnek. A térképen gypnek jelzett területek egy részét már 1925-ben üzemtervezték, ezek fiatal telepített állományok lehettek, melyeknek egy része maradt csak meg. A Rák-patak mentén és a Hermes-árokban a gypsáv közepén folyamatos fasort és a réten is elszórt fa jeleket tüntettek fel. A 0,5 ha ligeterdő ugyanott található, mint 1845-ben, a köztes időpontokban csak a térképek jellege miatt nem látszott. A kultúrterülethez a vasúton kívül Görbehalom, illetve a Tacs-árok elején Bánfalva egy része tartozik. A szántók területe mindenütt jelentősen csökkent, a Hidegvíz-völgyben a tározó felett alig maradt, de Görbehalomnál és a Tacs-árok elején is zsugorodott.



6. ábra Területhasználat a Soproni-hegység völgyeiben az 1930-as évek fordulóján
 Figure 6. Land-use in the valleys of Sopron Mountains at the end of the 1930's

1944

Az első légifelvétel 1944-ből származik a területről (7. ábra). A rétek területe 122,4, a szántóké 7,7, az utaké 17,8, a kultúrterületé 9,4, a patakmenti ligeterdőé 19,2 ha-t tesz ki. Az 1944-es felvétel idején a rétek kiterjedése a völgyben felfelé megegyezik az 1931-es állapotokkal. Területük azonban mindössze 122,4 ha körüli. Elsősorban a szélek felől kezdődő erdősülés figyelhető meg, minek következtében a gyepek feldarabolódása megindult. A folyamat különösen jól a Hidegvíz-völgyben látható. A Vörös-árokban már nincs gyepek, a Bányász-forrás körül pedig fenyőállományt telepítettek. A Vadkan-árok elején 80 m hosszan található egy kisebb gyepterület, felette telepített fenyves, illetve egy kicsi rét maradvány található. A Hermes-árok elején a patakágak mentén a kezdődő erdősülés jeleként keskeny fasávok láthatók. A patak menti fás vegetáció jelentős területet foglal el, külön vektorizálható. Átlagosan 20–30 m széles sáv (1–2 fasor) a Rák-patak teljes hossza mentén megtalálható. A Hidegvíz-völgyben egyáltalán nincsenek szántók, Görbehalomnál egy nagy folt, illetve a hegység keleti peremvölgyeinek alsó szélén néhány kisebb maradt. A Házhegy-árokban megjelent az égerliget. A Rámel-árok alsó szakaszán 400 m hosszú rét maradt, felette a völgytalp széli égerek bevetették a gyepeket (TAMÁS 2001). A Kovács-árokban a patak menti fás növényzet 20–80 m széles sávot borít, 300 m hosszán. A Tacsai-árokban keskenyebb, fragmentáltabb a gyepek. A Zsilip-árokban nyílt terület (gyepek és csemetékert) figyelhető meg. Kultúrterület kategóriába a harkai lőtér tartozik, Görbehalom és Bánfalva belterülete mellett.



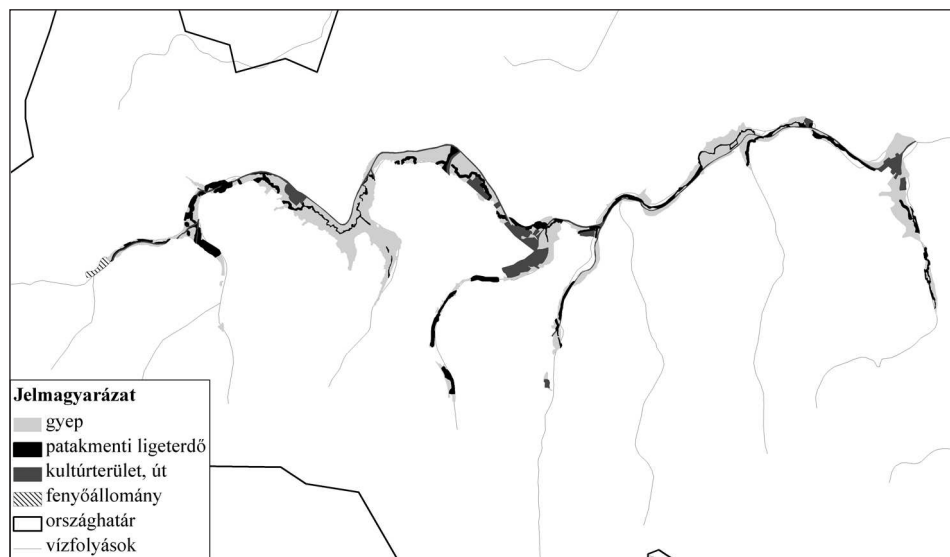
7. ábra Területhasználat a Soproni-hegység völgyeiben az 1944. évi légifelvétel alapján
 Figure 7. Land-use in the valleys of Sopron Mountains based on the aerial photos taken in 1944

1959

Az 1959. évi légifelvételek alapján (8. ábra) a rétek kiterjedése 120,2 ha, a patak menti fás növényzeté 24,4 ha. A Görbehalom feletti völgyekben a szélek felől tovább folytatódik a terület erdősülése. A vadászház felett a Rák-patak menti erdősáv is szélesebb. A Vadkan-árok elején 250 m hosszan telepített éger és magas kőris állomány található, felette egy nagyobb (180 m) és egy kisebb gyepfragmentum maradt. A volt határőr-örs alatt a Rák-patakot vékony, 10–15 m széles sávban fás vegetáció kíséri. Az előző időpontnál keskenyebb sáv csupán az 1959-es légifelvétel jobb felbontásának eredménye. A Rák-patak alsó szakaszán a patak menti erdősáv az előző időponthoz hasonlóan néhány fasor, 20–40 m szélességű. E szakaszon minden oldalágban több helyen felismerhető a patak menti erdősáv, ezzel párhuzamosan a rétek feldarabolódása is megfigyelhető. Szép példái a Rámel- és Kovács-árokban láthatók. A Tacsi-árokban a gyepvegetáció csak a mai Szalamandra-tóig ér. A hegységperemi völgyekben nincs jelentős változás. A légifelvétel jobb felbontásának eredményeként az utak területe kisebbnek adódott, 7,9 ha. A klasszikus szántóművelés a hegység belsejében gyakorlatilag megszűnt, területük 7,7 ha-ra csökkent, csupán a keleti völgyekben maradtak kisebb foltok. A Görbehalom környéki kertek, a volt határőr-örs és Bánfalva tartozik a kultúrterület kategóriába, melynek kiterjedése 14,5 ha. Ekkor jelentek meg az első épületek Görbehalom felett a Rák-patak mentén.

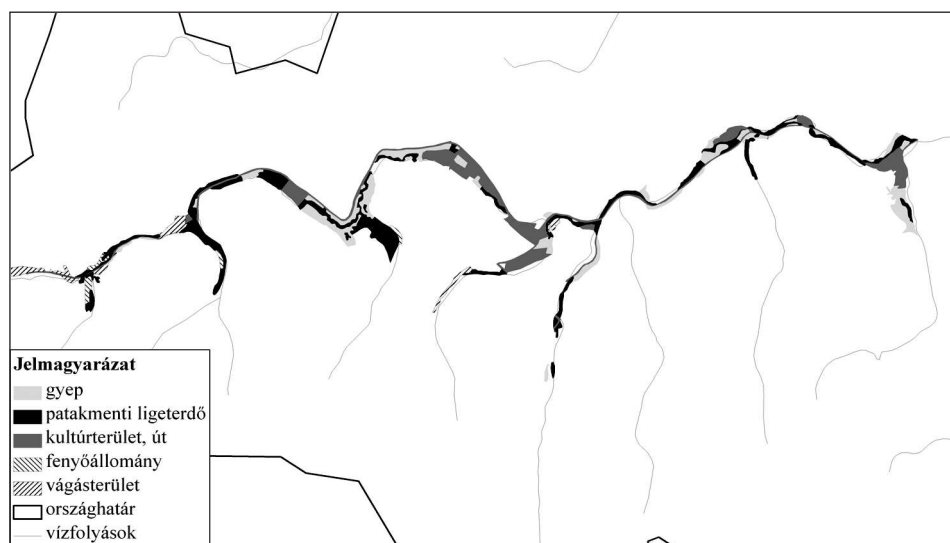
1983

Az 1983. évi légifelvételen (9. ábra) a rétek 45,9, az égerligetek 49,6, a kultúrterületek 37,8, a szántók 6,8, az utak 11,4, a vágásterületek 7,7, a völgytalpi fenyőállományok 2,8 ha területet borítanak. A gyepek területe a harmadára csökkent, az égerliget területe több mint kétszeresére, a Hidegvíz-völgyben közel háromszorosára nőtt. A volt határőr-örs



8. ábra Területhasználat a Soproni-hegység völgyeiben az 1959. évi légifelvétel alapján
 Figure 8. Land-use in the valleys of Sopron Mountains based on the aerial photos taken in 1959

felett két kisebb gyepfolton, három fenyőfolton és egy csemetekerten kívül a völgyalji részeket fás vegetáció, patakmenti égerliget foglalja el. A volt határőr-örs alatt 25-40 m széles a Rák-patak mentén az erdősáv, emellett a gyepben kisebb különálló facsoportok is megjelentek. A Hermes-árok elején zömében telepítésből származó nagy égeres tömb található, melyet az üzemterv alapján 1966-ban telepítettek. Görbehalom alatt a gyepek erőteljesen fragmentálódtak, Bánfalva felett pedig újabb lakóépületek jelentek meg.



9. ábra Területhasználat a Soproni-hegység völgyeiben az 1983. évi légifelvétel alapján
 Figure 9. Land-use in the valleys of Sopron Mountains based on the aerial photos taken in 1983

Az alsó szakaszon a patak menti erdősáv szélesebb, 20–60 m. völgyfenéken vágásterületet a Rák-patak mentén a Vörös- és Vadkan-árok között, Görbehalomnál és a Rámel-árokban találunk. A Tacsai-árokban a rétek kiterjedése tovább csökkent. A Rámel-árokban a gyepek teljesen eltűntek, a Kovács-árokban kis foltok maradtak összefüggő égerliget sávok mellett. A Kecse-patak alján pedig a kultúrterület növekszik jelentősen, emellett patak menti fás vegetáció is megjelent, főleg erdőtelepítés, kisebb részben spontán erdő-sülés következtében. A szántók területe nem változott. A Rák-patak mentén Görbehalom területén, jelentősen növekedett a lakott terület, csupán kisebb gyepterület maradt.

1991–92

Az 1991–92-es légifotók alapján a gyepek 42,3, az égerligetek 66,1, a kultúrterületek 32,7, a szántók 6,5, az utak 10,4, a vágásterületek 2,3, a völgytalpi fenyőállományok 3,8 ha kiterjedésűek. Bár a gyepek területe kis mértékben tovább csökkent és a patak menti fás növényzet kiterjedése növekedett, jelentős változások nem történtek. A meglévő gyepeket természetvédelmi kezelés részeként ebben az időben kaszálták. A volt határőr-őrs felett kisebb telepített fenyőállományoktól eltekintve összefüggő erdősáv figyelhető meg. A Rák-patak volt határőr-őrs és tározó közötti szakaszán tovább folytatódik a gyepterület fragmentálódása, a patak menti 40 m széles égeres sávon kívül nagyobb különálló facsoportok is láthatók. A Rák-patak alsó szakaszán folyamatos, 20–60 m széles az égeres sáv. A Tacsai-árokban az égerliget 700 m hosszan megtalálható, gyepek csak a legalsó szakaszokat borítják. A Kánya-szurdok elején az erdősáv szélesebb. Az utak, szántók és gyakorlatilag a kultúrterületek mérete és elhelyezkedése sem változott.

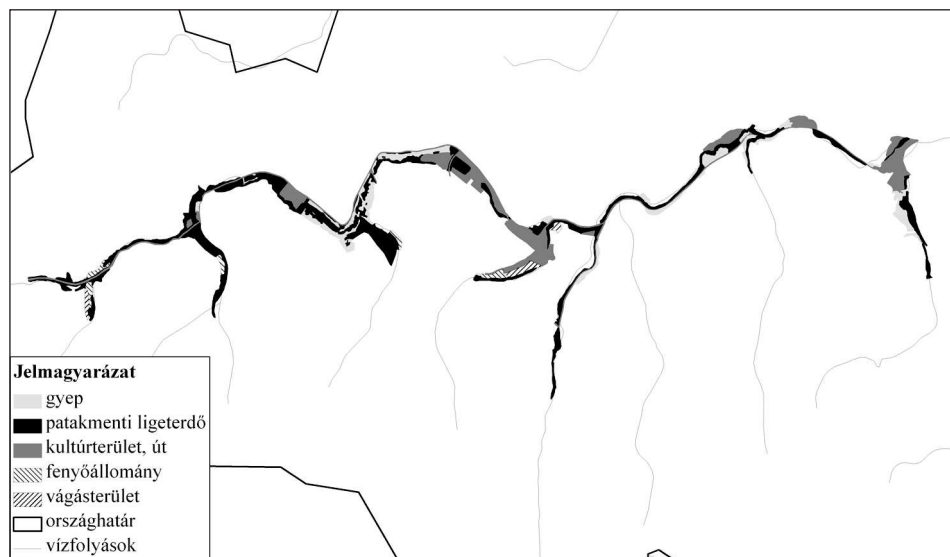
2005

A 2005-ös légifelvétel (10. ábra) alapján a gyepek 27,1, az égerligetek 66, a kultúrterületek 46,9, az utak 9,1, a vágásterületek 2,8, a fenyő állományok 3,6 ha kiterjedésűek. A volt határőr-őrs felett zárt erdők jellemzők, egy erdészeti rakodó, a korábbi három fenyőfolt és a csemetekert mellett. Az alsóbb szakaszokon az erdőfoltok egyre összefüggőbbek, a gyepterület egyre fragmentáltabb. A patak menti erdősáv 30–50 m széles. A kultúrterületek növekedtek jelentősen Görbehalom és Bánfalva között, jellemzően a gyepek rovására. Szántó már nem található a területen.

Az üzemtervi adatok értékelése

Az 1884-es és 1925-ös üzemtervek értékelése

A Soproni-hegység teljes területén az üzemtervi adatok alapján 1884–1924 között 74,52 ha egykori rét-, szántó- és legelőterületet erdősítettek. Az 1905-ös adatok alapján a Hegyvidék szinte teljes területét lefedő D-I üzemosztályok területén 24,9 ha rét és faiskola mellett, legelő és irtandó terület nem található. A továbbra is magántulajdonban lévő szélesebb völgytalpi területeket még gyepek borítják. A részletes állományleírások alapján 1884-ben csupán 21 osztagban fordul elő mézgás éger, 18,8 ha területet borít. Az éger az



10. ábra Területhasználat a Soproni-hegység völgyeiben a 2005. évi légifelvétel alapján
 Figure 10. Land-use in the valleys of Sopron Mountains based on the aerial photos taken in 2005

egyes üzemosztályokban az erdőterület néhány tized százalékán fordul elő. Jellemzően nem éri el az 1%-ot. Nagyobb mennyiségben a Harka, Hidegvíz-völgy és Bánfalva üzemosztályokban található. Bár az állományok eredete nincs feltüntetve minden osztágban, a megjegyzések alapján tudjuk, hogy többségük sarjeredetű. Az 1895-ös üzemtervi térkép alapján égeres erdőrészek találhatók a Rák-patak felső szakaszán, a Vörös- és Vadkan-árokban több helyen, a Zsilip-árok mentén, a Hermes-árok felső részein. Emellett a Köves-árok alsó és felső szakaszán, a Tolvaj-árok felső fele és a Tacsai-árok, valamint a Füzes-árok teljes hossza mentén, helyenként a Kovács-árokban. A külső völgyek közül pedig a Kecske-patak, Kánya-szurdok és a Házhegy-árok felső szakaszai mentén.

Az adatok kiértékeléséből jól látszik, hogy 1884–1924 között egymással ellentétes folyamatok befolyásolták az égeres állományok kiterjedését. A tervszerű erdőgazdálkodás megindulása után a leromlott állományokat sok helyen levágták, helyükre általában lucfenyőt, feketefenyőt vagy vörösfenyőt telepítettek több-kevesebb sikerrel. Az átvizsgálások adatai alapján egyes üzemosztályokban, már az átalakítások első tíz éve alatt csökken az égeres erdőrészek száma, a faj elegyaránya, az általa elfoglalt terület. Másutt, valószínűleg a megvelt gyepek helyén találunk példát arra, hogy az éger 1895-re a fenyvesítés ellenére megjelent, sőt sok helyen elnyomta a lucfenyőt. A faj által elfoglalt terület részben spontán erdősülés útján növekszik, de a Hidegvíz-völgyben ültettek is éget. Bizonyos helyeken pl. a Zsilip-árokban és a Házhegy-árokban később, 1914-re vagy 1924-re jelent meg kisebb mennyiségben az éger a patak menti részeken, a sikertelen fenyő telepítések helyén.

Az 1925-ös üzemterv fennmaradt része alapján mézgás éger a Hidegvíz-völgyet lefedő E üzemosztályban 31 erdőrészletben található. Három részletben 100% borítással, 20 részletben a megjegyzésben szerepel, ez 10% alatti elegyarányt jelent. Többnyire az erdőrészlet szélén, az árok mentén található néhány törzsről lehet szó. A völgyalji része-

ken mindenütt megtalálhatók: a Rák-patak I. Halom feletti részének teljes hosszában, egészen az Asztalfőig, a Halmok közötti árkokban, a Vörös-árok, a Vadkan-árok, Farkas-árok teljes hossza mentén, valamint a Hermes-árok felső részén és a Zsilip-árokban. Az éget számszerűsíthető mennyiségben tartalmazó részletek a Rák-patak III. Halom alatti szakaszán, a Vörös- és Vadkan-árok alsó, illetve a Hermes-árok felső részein helyezkednek el. Egy részük már 1895-ben is égeres volt. Az I. Halom alatti részeket ekkor még gyepek borítják, melyek nem képezik az üzemterv részét. TAMÁS (2001) a Hidegvíz-völgyön kívüli területekre vonatkozóan is erdőrészlet szintű adatokat közöl. Ezek alapján a Köves-árok forrása közelében, a Tolvaj-árok felső felében, a Tacsai-árok alsó részén, a Füzes-árok mentén is található mézgás éger, valamint a Kecske-patak, Kánya-szurdok, Házhegy-árok felsőbb szakaszán is.

Jól mutatja a 19. század végi fenyvesítés eredményét, hogy az elegyes állományok többségében lucfenyő található még a részletben, jellemzően magas, 70–80%-os elegyarányal. Ilyen 70–100% lucfenyőt tartalmazó erdőrészletek láthatók a Vadkan-árokban, Hermes-árokban, Farkas-árokban, Vörös-árokban, Zsilip-árokban és a Rák-patak mentén. Valószínűsíthető, hogy a lucfenyő-mézgás éger elegyes állományok esetén a patak közvetlen közelében a lucfenyő nem maradt meg, és éger jött fel természetes úton. Az erdőrészletek kisebb hányadában gyertyán és magas köris a kísérő faj, ilyenkor az éger elegyaránya jellemzően magasabb (30–70%). A mézgás éger átlagos elegyaránya 18%. A faj 5,85 ha területet foglal el, ami az üzemosztály 0,48%-át teszi ki. Többségük sarjeredetű, mindössze három erdőrészletben található mageredetű, telepített állomány. Két völgyoldalban elhelyezkedő részlet is látható, melyekben az éger elegyaránya 10–20%. Valószínűleg szivárgóvízes területek lehettek.

Az égeres erdőrészletek 1953–2007. évi üzemtervi adatok alapján

Az 1953-as üzemtervben 83 erdőrészletben található mézgás éger legalább 1%-os elegyarányal. Sok a nagy kiterjedésű erdőrészlet, nem ritka a 10–20 ha-os sem, az éger ezeknek a völgytalpi, patak menti részein valószínűsíthető. Az égeres állományok a Soproni-hegység egész területén, a patakok mentén mindenütt elszórtan helyezkednek el, közel felük a Hidegvíz-völgyben található. A Rák-patak I. Halom feletti szakaszán a völgy teljes szélességében, az I. Halom és a vadászház között pedig a völgy szélein található. Az 1925-ös állapothoz hasonlóan megtalálhatók a Halmok közötti árkokban, a Nagyzuhatagnál; a Vörös-, Vadkan-árok, Farkas-árok teljes hossza mentén, valamint a Hermes- és Zsilip-árok felső részén. A Hidegvíz-völgyön kívül a Kovács-árok felső és középső részén, a Köves- és Tolvaj-árok mentén, valamint a Füzes-árokban. A hegység keleti peremének patak völgyei mellől az üzemterv alig említi, TAMÁS (2001) alapján azonban a források közelében, a felső szakaszokon több erdőrészletben található éger. A fajt csak megjegyzésben tartalmazó részletek a határsávon, illetve a völgyek legfelsőbb részén jellemzőek, pl. Tolvaj-árok, Tacsai-árok.

1963-ban a mézgás éget tartalmazó részletek száma 72, ebből 42 esik a Hidegvíz-völgyre. A faj ekkor is inkább az oldalvölgyekben jellemző, a Rák-patak mentén zömében még gyepek találhatók, egy-két kisebb területet üzemterveztek csupán. Az 1963-as térkép alapján a Hidegvíz-völgyben a korábbiakhoz hasonlóan minden patak mellett található néhány égeres részlet, a Rák-patak mentén az I. Halom és a vadászház között kicsivel több helyen figyelhető meg. A Rámel-árokban hosszabb szakaszon, a Kánya-szurdok fel-

ső részén, a Füzes- és Házhegy-árokban új helyekről, ezzel szemben a Kovács-, Köves- és Tolvaj-árok mentén kevesebb helyről jelzik. A faj számszerűsíthető mennyiségben jellemzően a völgytalpakon, főként a Hidegvíz-völgyben fordul elő, emellett a Rámel-árok mentén, Kovács- és Füzes-árok felső szakaszán. Megjegyzésben inkább patakkal határolt nagy erdőrészekben jellemző.

Mivel csak 10%-nál nagyobb elegyarányt rögzítettek, az 1974-es és 1984-es üzemtervekben a korábbinál kevesebb részletben jelenik meg a mézgás éger, jellemzően csak a patak menti keskenyebb részletekben van feltüntetve, a völgyeket szegélyező nagyobb erdőrészekben nem szerepel, hiányzik pl. a Kovács-, Köves-, Tacsí-, Füzes-árokból. Az éger elegyaránya az oldalakra felnyúló nagy, néhány tíz ha-os erdőrészekben alacsony. Csupán a völgyalji, kis kiterjedésű, keskeny erdőrészekben, illetve a hegység belső területein, szivárgóvízes oldalakon fordul elő számottevő mennyiségben. Az egykori gyepek közül 1974-ben már égeres erdőként szerepel a Vadkan- és Hermes-árok alsó szakasza, a Rák-patak mente Görbehalom felett. Ezeket a területeket az 1950-es években fenyvesítették. Az 1984-es üzemtervben mindössze 33 részletben találunk mézgás égert. Ehhez a felmérés elnagyoltsága mellett hozzájárul az is, hogy a Hidegvíz-völgyben számos állományt a 80-as években vágtak le, üres vágásterületekként nem szerepeltek az aktuális táblázatokban. Az 1984-es üzemtervi térkép alapján néhány újabb erdőrészekben jelenik meg az éger, a vadászház környékén pedig több, különálló égeres erdőreszt lehet látni a Rák-patak mentén.

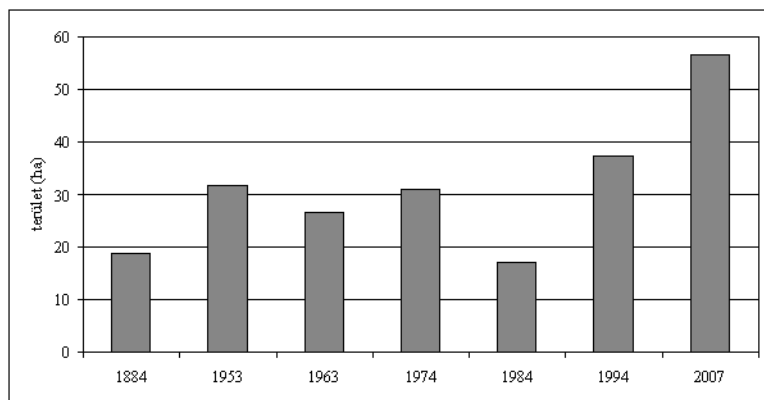
Az 1994-es üzemtervben megint több erdőreszt (65) találunk mézgás égert, több mint 60%-uk a Hidegvíz-völgyben helyezkedik el. Az egykori ágfalvi rétek helyén számos kisebb részlet került kialakításra. Az 1. és 2. tag összesen 18 részletet tartalmaz. A patak menti terület gyakrabban képez külön erdőreszt, részben az időközben erdősült-erdősített hidegvíz-völgyi részen. Nincsenek égeres erdőrészek a Füzes-, Tacsí- és Házhegy-árok mentén, viszont a volt határőr-őrs felett a Halmokig mindenütt égeres erdőrészeket találunk, többségük az 1980-as években keletkezett, fiatal állomány. Ezen kívül a volt határőr-őrs alatt a völgy szélén, valamint a Kovács-árok középső és felső szakaszán, a Zsilip- és Rámel-árokból fekszenek égeres részek.

2007-ben 114 erdőresztben szerepel mézgás éger, melyeknek közel fele (55) a Hidegvíz-völgyben található. A térképeket összehasonlítva feltűnő, hogy egyre több völgyalji különálló erdőreszt került lehatárolásra, kevésbé jellemzőek az oldalakra felnyúló nagy részek. Az erdőtervezési szemlélet változása mellett az erdőreszt határok alakulását nagymértékben befolyásolta, hogy az egykori gyepek erdősülése/erdősítése hosszú időn keresztül, fokozatosan, viszonylag kis lépésekben zajlott (pl. Rák-patak). A volt határőr-őrs felett a völgy teljes szélességében égeres erdőrészek találhatók, ugyanakkor a Rámel-árokból, a Rák-patak mentén a Hidegvíz-forrás felett, a Halmok között, a Farkas-árok középső szakasza mellett az üzemterv már nem említ égert. Másutt az 1994-es táblázatokhoz képest újonnan jeleznek égert, pl. a Tacsí- és Köves-árokból több ponton, a Zsilip-árok teljes hossza mentén, az Ikva határ menti részén, a Kánya-szurdok alsó szakaszain.

Az üzemtervi leíró adatok és térképek változáselemzése

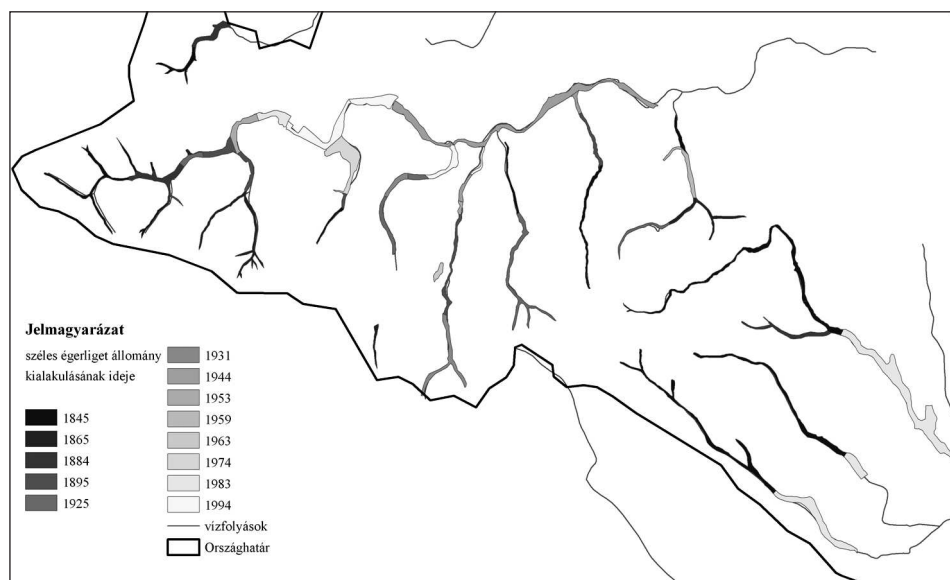
A Soproni-hegység teljes területén a mézgás éger üzemtervi adatok alapján számított területe a 19. század végétől növekvő tendenciát mutat, 1884-ben 18,8 ha, mely 1994-re

megkétszereződött, 2007-re megháromszorozódott, több mint 56 ha-t teszi ki (11. ábra). Az 1963-as kismértékű csökkenés azzal magyarázható, hogy a 20. század közepén érte el a vágásérettséget sok, az 1880–90-es években keletkezett állomány. Ki kell emelni, hogy a Hidegvíz-völgyben 1884 és 1925 között minimális területnövekedés történt, az egymással ellentétes folyamatok, a kezdődő fenyvesítés és a felhagyott gyepek spontán égeresedése eredményeképpen.



11. ábra A mézgás éger által borított terület változása az üzemtervi adatok alapján a Soproni-hegységben
 Figure 11. Changes of the area covered by black alder in Sopron Mountains based on the forest management plan data

A területhasználat fedvények és az üzemtervi adatok együttes kiértékelése során megállapítható, hogy a kataszteri, topográfiai térképek, légifelvételek, illetve a néhány év eltéréssel készült üzemtervi térképek alapján rajzolt állapot nagyon jó egyezést mutat (pl. 1928–29–31, 1944–1959), jól látható a vegetáció változásának folyamata. Az elemzés során az alábbi megállapításokat tettük a Soproni-hegység területén található patakmenti égerligetek kialakulására vonatkozóan (12. ábra). A keskeny patak völgyekben, mind a Hidegvíz-völgyben, a Rák-patak alsóbb szakaszának mellékvölgyeiben, mind a hegység külső völgyeiben a 19. század közepétől kezdve folyamatosan jelen voltak az égeresek. Mivel a Brennbergi tájegység feldolgozása TAMÁS (2001) művében kevésbé részletes, nem közöl erdőrézslét szintű adatokat, csupán nagyobb erdőtag-csoportok leírását adja meg, így a Rámel-, Kovács-, Köves-árok területén későbbi időpontból származnak az égerligetek jelenlétét mutató első adatok. A széles völgyszakaszokon – a Rák-patak mentén, oldalvölgyeinek alsó szakaszán, valamint a külső völgyek hegylábi, kiszélesedő részén – valószínűleg mindig voltak keskeny ligeterdő sávok a művelt gye- és szántóterületek között, 1–2 fásor szélességben, a patakok mentén. Ahogy az ábráról látszik, a széles, teljes völgytalpat borító ligeterdők az egykori gyepek helyén fokozatosan alakultak ki a Hidegvíz-völgy felső szakaszától a város felé haladva, a 19. század végétől kezdődően, jellemzően a 20. században. A folyamat részben spontán erdősülés, részben erdőtelepítés eredménye. A gyepegzálkodás fokozatos felhagyásával a Rák-patak teljes hossza mentén a patakmenti ligeterdő sávok egyre szélesedtek, az oldalvölgyekben pedig a felső szakaszok felől indult meg az erdők kialakulása. E területeket az erdősülés ütemét követve folyamatosan erdőtervezték. A hegység külső völgyeinek hegylábi részén



12. ábra Az égerligetek kialakulása a Soproni-hegység területén (A fekete szín a legkorábban kialakult égerligeteket, a világosszürke a legkésőbb kialakult égerligeteket jelzi.)

Figure 12. Development of the riverside alder forests in the territory of Sopron Mountains (The oldest stands are indicated in black; the younger ones are more and more light-coloured.)

a keskeny ligeterdő sávok kiterjedése csak az 1980-as évek elejétől kezdett növekedni. Jelentős területeken alakultak ki ligeterdők telepítés eredményeként, elsősorban a Rák-patak Hermes-árok feletti szakaszán, valamint az itt található oldalágak torkolat közeli részein, már az üzemtervi gazdálkodás kezdetétől, de nagyobb mértékben a 20. század második felében.

Értékelés

A táj- és erdőtörténeti vizsgálatok alapján az alábbiakban foglalható össze a Soproni-hegység patakminti égerligeteinek kialakulása, története. Az 1884-es üzemtervek, valamint az 1884–86, 1904–5, 1920–21 években eszközölt üzemátvizsgálási munkálatok alapján a 19. század végére a hegység erdei teljesen leromlottak. Az évszázados sarjzatítás miatt az állományok záródása alacsony, a legidősebbek is csupán 30 évesek. A patakok mentén éger jellemzi az erdőket. Az 1880-as éveket megelőzően évszázadokon keresztül a völgyalji területeken a környező falvak lakosai mindenütt legeltettek, általában szarvasmarhát; emellett a fűkaszálás is általánosan elterjedt volt. A térképek alapján bizonyítható, hogy a mind a 18. század végén, mind a 19. század második felében a völgyfenekeken 223 ha erdő között fekvő rét, legelő található a Soproni-hegység teljes területén. A Hidegvíz-völgyben a rétek igen szélesek voltak, a völgyoldalakra is felnyúltak. Az üzemtervek leírásaiból tudjuk, hogy a Hidegvíz-völgyben a patakok mentén, völgytalpakon, árkokban

mindenütt megtalálhatók az égerek, melyek bár sarjeredetűek, igen jó fejlődést mutatnak. A Hidegvíz-völgyön kívül a Soproni-hegység minden megfelelően nedves völgyalji területéről kisebb-nagyobb mennyiségben jelzik az éger jelenlétét. Az erdőrészekben jellemzően gyertyánnal, nyírral és nyárral együtt szerepel, mivel a patak menti területek általában nem képeztek külön erdőrészt már abban az időben sem. Az üzemtervi gazdálkodás megindulása előtt a patakmenti égerligetek a széles völgyekben is csak igen kis kiterjedésűek lehettek, valószínűleg egy-két, legfeljebb néhány fásor szélességben a gyepek közepén a patakok közvetlen közelében, esetleg a gyepek szélén fordultak elő. A kaszálás és legeltetés gátolta az erdősülést. Több tíz méter széles állományaik jellemzően nem voltak. A keskenyebb, erdősült völgyek legmélyebb részein, megfelelő vízviszonyok esetén fiatal, döntően sarjeredetű keskeny égeres sávok álltak. A 19. század végét megelőzően évszázadokon át rövid, 20–30 éves vágásforduló volt jellemző, mely a pionír éger számára gyakrabban teremtett a spontán felújuláshoz kedvező feltételeket. Az állományok sarjeredete is bizonyítja, hogy a faj jelen volt a völgyekben a 19. század második felét megelőzően is. A legrosszabb állapotban lévő, szárazabb, hegységperemi részekben homogén sarjgyertyánosok borították a patak menti területeket, olykor nyírral, körissel és juharral, pl. a Kecse-patak, Kánya-szurdok középső részein.

Az 1884-es első, végleges üzemterv alapján kezdték meg a leromlott erdők átalakítását. Az üde, mélyebb agyagos helyekre, patak menti területekre elsősorban lucfenyőt telepítettek, ezzel váltva fel az égerligeteket. A Hidegvíz-völgyben olykor az árkokban kőrist, égert, juhart is ültettek. Ezzel párhuzamosan a város törekedett az erdőtesten belüli, a jellemzően völgyalji idegen tulajdonban lévő kertek, rétek megszerzésére, melyeket legnagyobbreszt beerdősítettek. A rétek ekkor még a Hidegvíz-völgyben a Rák-patak menti területeken egészen a III. Halom aláig értek, emellett megtalálhatók voltak a Vörös-árok elején, a Vadkan-ároknak és a Hermes-ároknak. A Hidegvíz-völgyön kívül a Rák-patak alsó szakaszát is összefüggő gyepterületek borították. A Rák-patak oldalágai közül a Rámel-árok teljes hosszán, a Kovács-patak mentén Brennbergig, a Köves- és Tolvaj-árok alsó szakaszán, a Tacsai-ároknak a völgy teljes hossza mentén rétek találhatók. A gyepek a Kánya-szurdoknak és a Házhegy-ároknak csak a kiszélesedő hegységperemi részeit borították, kizárólag a Kecse-patak mentén nyúltak be mélyen a hegység belseje felé. Ekkor sikerült foganatosítani a legeltetés tilalmát is, melyet követően a rétek spontán erdősülése is megkezdődött. A legeltetés megszűnésével nyír, a nedvesebb helyeken nyár verődött fel, az árkokban éger (TAMÁS 2001). A mézgás éger pionír fafaj, számára kedvező helyeken, eléggé nedves területeken jól újul, minden évben bőven terem magot. A patak mentén vagy a völgy szélén lévő égerekből a gyepek bevetődtek, így a felhagyott réteken rövid idő alatt megjelenhetett az éger, s akár egy-két évtized alatt kialakulhatott a ligeterdő. A folyamat eredményeként több helyen, természetes úton különböző korú állomány jött létre. Elsőként a Rák-patak hidegvíz-völgyi oldalágaiban (Vörös- és Vadkan-árok) figyelhető meg a gyepek zsugorodása.

Az üzemtervi adatok kiértékeléséből jól látszik, hogy 1884–1924 között egymással ellentétes folyamatok befolyásolták az égeres állományok kiterjedését. A leromlott állományokat tarvágást követően több-kevesebb sikerrel fenyvesítették, a lucfenyő csemétekből például sok elpusztult (TAMÁS 2001). Az üzemátvizsgálások adatai alapján egyes helyeken már az átalakítások első tíz éve alatt csökkent az égeres erdőrészek száma, a faj elegyaránya, az általa elfoglalt terület. Másutt az éger 1895-re a fenyvesítés ellenére megjelent, először a patak közvetlen közelében, később a kipusztult lucosok helyén széle-

sebb sávban települt meg. Az 1905–1914 közötti időszak üzemátvizsgálási adatai alapján a fenyvesítés tovább folytatódott, sok helyen letermelték a megmaradt állományokat, és helyükre lucfenyőt telepítettek. Számos erdőrészletből az égert átmenetileg nem jelzik, később azonban újra megjelenik, többnyire csak megjegyzésben, olykor számszerűsíthető mennyiségben. Ahol a lucfenyő csemeték csak részben maradtak meg, gyakran az égersarjak nyomása alatt álltak, sőt a sikertelen telepítések helyén az éger néhol eluralkodott. Az üzemtervi adatok alapján a faj csak kevés völgyalji területről hiányzik.

Az erdők átalakítása a századforduló táján még intenzívebbé vált, melynek eredményeképpen 1925-re az erdőterület harmadán lucfenyő állományok álltak. Ennek ellenére a mézgás éger olyan helyeken is megjelent, ahonnan korábban nem jelezték. A 19. század végéhez hasonlóan a 20. század elején a Soproni-hegység minden völgyalji részén, hosszabb-rövidebb szakaszon megtalálható volt patakmenti égerliget. Előfordulása bizonyítható a Házhegy-árokban, Kánya-szurdok, Kecske-patak, Füzes-, Tacs-, Tolvaj-, Köves-árok mentén, a Kovács- és Rámel-árok teljes hossza, a Rák-patak felső szakaszai mentén, a halmok közötti árkokban, valamint a Vörös-, Vadkan-, Hermes- és Zsilip-árokban. Az 1930-as évek fordulójára a rétek kiterjedése a Hidegvíz-völgyben jelentősen csökkent. A Rák-patak mentén 800 m-es szakasz erdősült, az oldalágakban pedig tovább csökkent a gyepek területe. A térképeken a szélesebb völgyekben a patak mentén ábrázolt fásor a keskeny ligeterdősáv meglétét bizonyítja.

Bár az 1925-ös üzemterv völgyfenekekre égert írt elő ültetni, kőrissel, szillel, juharral egyeseken; az erdőfelújítás még a II. világháborút követően is jellemzően fenyők, gyakran lucfenyő alkalmazásával történt. Az 1940-es években jelentkező szűkár miatt tarra vágott területekre újra lucfenyőt ültettek, ritkábban bükkal, néhány erdőrészletben pedig mézgás égerrel. Ezzel párhuzamosan a meglévő gyepek erdősülése is folytatódott. Az 1944-es légifelvétel alapján készített területhasználat fedvényen sok helyen jelenik meg a gyepek közepén keskeny ligeterdősáv. Ezek azonban valószínűleg már a 19. században is megvoltak, csupán a korábbi térképen nem, vagy jelképesen ábrázolták őket. A Rámel-árokban, ahol az árok menti égerek az egész rétet benőtték, a természetes éger újulatot meghagyták. Különleges körülmények között szélesebb, nagyobb, homogén égeres állományok kialakulására is van példa: „*Vadászházzal szemben 1945-ben még rét volt. A menekülő német csapatok láncaltapas tankjai itt megszorultak, forgolódtak, mélyen feltúrták a talajt, s a réten lévő néhány idősebb törzsről teljes sűrűségű éger fiatalos keletkezett*” (TAMÁS 2001).

Az átalakítások eredményeként az 1950-es évekre a mézgás éger jóval több erdőrészletben szerepel, az általa borított terület jelentősen nőtt, elegyaránya pedig számos erdőrészletben növekedett. Ahol korábban megjegyzésben fordult elő, sok esetben számszerűsíthető mennyiségű lett, olykor eluralkodott, elegyaránya akár 100%-ra emelkedett. Ritkán 1925-53 között nem változott az elegyaránya, csökkenés viszont sehol sem volt megfigyelhető. A rétek felhagyást követő fokozatos visszaerdősülés során az éger olyan helyeken is megjelenhetett, ahol hosszú távon nem versenyképes, a völgyek vízfolyástól távolabbi részein, illetve a völgyalji területek mellett magasan, szivárgóvízes oldalakon (BARTHA 2001). Nagy kiterjedésű, egész völgytalpakat borító széles állományok jöttek létre. Jóllehet a 20. század közepén a tarvágások utáni erdősítések továbbra is általában fenyővel történtek, a spontán erdősülés mellett ebben az időszakban már látunk példát nagy kiterjedésű égeres állományok telepítésére is (pl. Vadkan-árok). A keskeny völgyekben minden patakhatáros erdőrészletben megtalálható volt az éger, egy-két fásor

szélességű ligeterdő mindenütt előfordult. Azonban az 1950-es évek végére a szélesebb völgyeket még mindig rétek borították: a Rák-patak mentét az I. Halomtól Bánfalváig, a Vadkan-árokban kis foltokon, a Hermes-árok elején nagyobb területen, a Rámel- és Kovács-árok alsó részén, valamint a Tacsai-árokban. Ugyanakkor a Hidegvíz-völgy legfelsőbb szakaszain a patak menti égerligetsáv szélesebbé vált.

A 80-as évek végére a patak menti ligeterdősáv a vadászház felett összefüggő, a Hidegvíz-völgy teljes szélességét kitölti, az alsóbb szakaszokon a gyepek közepén is egyre szélesebb, egyre nagyobb kiterjedésű. A területhasználat fedvény alapján a ligeterdők területe alig több mint húsz év alatt megkétszereződött, a Hidegvíz-völgyben közel háromszorosára nőtt (2. ábra). A 20. század második felében, jellemzően 1950-80 között az egykori rétek területét fokozatosan, az erdősülést követve üzemtervezték, melynek leglátványosabb példáját a Hidegvíz-völgyben (Rák-patak, Hermes-árok) figyelhetjük meg. A spontán erdősülés mellett ekkora az erdőtelepítés is jelentősen növelte az égerligetek kiterjedését. A széles völgytalpakon az 1980-as évektől azonban égeresedés már csak kisebb területeken jelentkezik, a megmaradt gyepek közepén, a patak közvetlen közelében található erdősávok kiterjedése növekszik, mivel a meglévő gyepeket az időközben létrehozott Tájvédelmi Körzet területén a természetvédelmi kezelés részeként kaszálták.

Az üzemtervi adatok alapján a 20. század második felében is sok erdőrészletben növekedett az éger elegyaránya, néhol a faj eluralkodott. Helyenként (pl. Tacsai-árok, Hidegvíz-völgy) ma is megfigyelhető, hogy a patak közvetlen közelében a lucfenyő csemeték nem képesek túlélni, helyüket éger foglalja el. Ugyanakkor már látunk példát az égeres állományok csökkenésére is, pl. a Halmok közötti árkokban, illetve a Rámel-árokban, a Rák-patak mentén a Hidegvíz-forrás felett pedig napjainkra csak kisebb mennyiségben fordul elő. Valószínűleg részben az állomány a saját maga számára teszi kedvezőtlené az élőhelyet, mivel sokat párologtat, szárítja a termőhelyet, elősegítve ezzel az üde lomberdők irányába történő szukcessziót. Emellett részben klimatikus okokkal magyarázható az égerligetek helyenkénti eltűnése. Az I. katonai felméréshez készített Országleírás adatai alapján a patakok bővebb vízűek voltak, illetve még az 1895. évi üzemtervi térképen is sokkal több patakot ábrázoltak, több mára elapadt forrás működött (FIRBÁS 1957, 1963). A szűkebb völgyekben kiterjedésük csökkenéséhez hozzájárulhat az erdőgazdálkodás is. A megnövekedett vágásforduló miatt az erdőborítás az oldalakon hosszabb, mint a korábbi évszázadokban, s a völgyalji területre jutó kevesebb fény nem kedvez a fényigényes éger felújulásának. A ma meglévő széles, nagy kiterjedésű állományok természetes körülmények között hosszú távon valószínűleg nem maradnak fenn. A terepbejárások során a fent említett helyeken megfigyelhető volt, hogy az idős állományokban gyakoriak kiszáradó, pusztuló fák. A pionír fafaj dominálta ligeterdő jelentős erdőgazdálkodási beavatkozás nélkül a hegység belsejében fokozatosan üde lomberdővé (gyertyános-tölgyes, bükkös) alakul, égerliget csak a legnedvesebb, patak menti keskeny sávban marad fenn. A hegység keleti peremén (pl. Kecske-patak) hasonló helyzetben inkább keményfás ligeterdő felé átmenetet mutató állományok találhatók. A nagyobb kiterjedésű egyidejű véghasználatok és sarjzattatásos felújítások meghosszabbíthatják a széles állományok fennmaradását az éger felújulásához időszakonként ideális környezeti feltételeket teremtő beavatkozásokkal.

Az aktuális üzemtervi adatok alapján a 20. század második felében az éger területaránya megkétszereződött. A korábbiakhoz hasonlóan a keskeny völgyben – néhány említett kivételtől eltekintve – mindenütt található égerliget kisebb-nagyobb kiterjedésében,

emellett a szélesebb völgyek jelentős részében (pl. Rák-patak felső szakasza, Vadkan-, Kovács-, Tacsai-árok) nagy területű égeresek találhatók. A 2006–2007. évi terepi felmérések alapján a patakmenti égerligetek területe a Soproni-hegységben 151,6 hektár.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnénk köszönetet mondani mindazoknak, akik munkánk elkészítéséhez segítséget nyújtottak az irodalmi források, térképek, légifelvételek beszerzése és a számítógépes adatfeldolgozás során: Balogh Csaba (Szombathely), Gerendofné Kékes-Szabó Viktória (Sopron), Dr. Király Géza (Sopron), Dr. Márkus István (Sopron), Nagy Judit (Pécs).

Irodalom

- ARCANUM 2006: Az első katonai felmérés. A Magyar Királyság. Arcanum Adatbázis Kft., Budapest, DVD-ROM.
- BARTHA D. (szerk.) 2001: A természetserű erdők kezelése. A KöM Természetvédelmi hivatalának tanulmánykötetei 7. Budapest. pp. 263–275.
- BÉRCESNÉ MOCSONYI ZS. 2005: A nagykőrösi homoki erdősítyepp tölgyesek történetének feldolgozása a 18. századtól napjainkig térinformatikai módszerekkel. Kézirat.
- BISZAK S., TIMÁR G., MOLNÁR G., JANKÓ A. 2007: Digitized Maps of the Habsburg Empire. The Third Military Survey. Ungarn, Siebenbürgen, Kroatien-Slawonien, 1869–1887, 1:25 000. Arcanum Adatbázis Kft., Budapest, DVD-ROM.
- CSENDES L. 1980: Térképhistória. Magvető Kiadó, Budapest.
- FIRBÁS O. 1957: A legrégebbi erdészeti térkép Sopronból. Soproni Szemle 11: 109–117.
- FIRBÁS O. 1963: A Sopron megyei erdők helyzete II. József korában. Soproni Szemle 17: 236–241.
- GÁBOR I., HORVÁTH Á. 1979: A haditérképek története. Zrínyi Katonai Kiadó, Budapest.
- JANKÓ A., OROSS A., TIMÁR G. 2005: The second military survey. Colour map sections of Kingdom of Hungary and Temes. Arcanum Adatbázis Kft., Budapest, DVD-ROM.
- KIRÁLY G. 1999: Táj- és erdtörténeti adatok felhasználásának lehetőségei és jelentősége vegetációértékelési és erdőművelési kérdések tisztázásában. Kézirat.
- KONKOLYNÉ GYÜRŐ É. 2008: Múlt ismerete nélkül értelmetlen jövőről gondolkodni. A tájtörténeti feldolgozás alkalmazása és jelentősége. A történeti felszínborítás térképezése a Tisza-völgyben. Nagykőrű-Eger-Budapest, pp. 59–61.
- KUN A. 2002: A növénytakaró vizsgálata és leírása táji léptékben: az utóbbi évtized. In: FEKETE G. et al. (szerk.): Az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete 50 éve (1952–2002). MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 35–64.
- MAJER A. 1975: A Sopron környéki erdők átalakítása és Muck Endre tevékenysége. Soproni Szemle 29: 338–347.
- MÁRKUS L. 1966: Tájékek és térképek az erdtörténeti kutatás szolgálatában. Országos Erdészeti Egyesület Erdészettörténeti Szakosztálya Közleményei 2: 51–54.
- MEDZSIHADSZKY ZS. 1996: A magyarországi erdők rövid története. Földrajzi Közlemények 120(3): 181–186.
- MEDZSIHADSZKY ZS., JÁRAINÉ KOMLÓDI M. 1996: Late-Holocene Vegetation History and Activity of Man in the Tapolca-Basin. Annales Hist-nat. Mus. Natn. Hung. 88: 21–29.
- MOLNÁR ZS., BIRÓ M. 1998: Az élőhely-térképezés előkészítése. In: KUN A. (szerk.): Élőhely-térképezés. A Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszer módszertani kézikönyve. MTA ÖBKI KTM TVH, Vácrátót, pp. 19–30.
- MOLNÁR ZS., HORVÁTH F., LITKEY ZS., WALKOVSKY A. 1997: A Duna-Tisza közti körises égerlápok története és mai állapota. Természetvédelmi közlemények 5-6: 55–77.
- NAGY D. 2003: Táj-történeti kutatások a Gömör-Tornai-karszton I. A történelmi táj rekonstrukciója az ANP környezetében az I–III. katonai felmérések alapján. ANP füzetek 2: 107–143.
- NAGY D. 2008: A történeti felszínborítás térképezése a Tisza-völgyben. In: FLACHNER ZS., KOVÁCS A., KELEMEN É. (szerk.): A történeti felszínborítás térképezése a Tisza-völgyben. Szemináriumkötet. Nagykőrű-Eger-Budapest, pp. 7–40.
- NAGY Z. 1985: Magyar topográfiai alaptérképművek. Egyetemi doktori értekezés. ELTE.

- RATCLIFFE D. A. 2006 Post medieval and recent changes in British vegetation: the culmination of human influence. *New Phytologist* 98: 73–100.
- SZABÓ A., RUPRECHT E. 2001: Az Erdélyi-Mezőség központi részének fontosabb tájtörténeti és tájdinamikai változásai. *Kanitzia* 9: 151–164.
- TAMÁS J. 2001: A Soproni hegyvidéki erdők történelmi fejlődése, tájleírásai, a fafaj, elegyarány és korosztály viszonylatában napjainkig. *Erdészettörténeti Közlemények* (1955) 50: 1–133.
- TIMÁR G., MOLNÁR G., SZÉKELY B., BISZAK S., VARGA J., JANKÓ A. 2006: Digitized maps of the Habsburg Empire. The map sheets of the second military survey and their georeferenced version. Arcanum Adatbázis Kft., Budapest.
- ZENTAI K. 2004: Történeti térképek használata a tájtörténet kutatásban. Kézirat.

Térképek és légifelvételek

- Plan des Oedenburger Bergwaldes, Sárközy András, 1787, 1:7200 – Sopron Városi Levéltár, NyME Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet
- I. katonai felmérés térképei, 1784, 1:28800 – Arcanum Adatbázis Kft.
- II. katonai felmérés térképei, 1844–1855, 1:28800 – Arcanum Adatbázis Kft.
- III. katonai felmérés fekete-fehér, 1917–18-ban javított változata, 1878–1880, 1:25000 – Arcanum Adatbázis Kft.
- III. katonai felmérés színes, 1920- és 1931-ben helyesbített változata, 1931, 1:25000 – NyME Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet
- EOV topográfiai térképek, M = 1: 10000, 1992, 1:10000 – FÖMI
- Ágfalva kataszteri térképe (Svk 2), 1860 körül, 1:5760 – Sopron Városi Levéltár
- Bánfava kataszteri térképe (Svk 38), 1869, 1:5760 – Sopron Városi Levéltár
- Ágfalva kataszteri térképe (Svk 3), 1865, 1:5760 – Sopron Városi Levéltár
- Sopron kataszteri térképe (Svk 33), 1863, 1:2880 – Sopron Városi Levéltár
- Sopron kataszteri térképe (Svk 31, Svk 32), évszám nélkül, 1:5760 – Sopron Városi Levéltár
- Brennberg és környékének erdősége, vágásnyilvántartás (Svt 143/2), 1870–1890, 1:5760 – Sopron Városi Levéltár
- Rauriegel – Redelriegel – Kalteswasser, vágások nyilvántartása (Svt 103), 1875 körül, 1:5760 – Sopron Városi Levéltár
- Sopron szabad királyi város erdőgondnoksága „D-I” üzemosztálya, 1895, 1:5760 – Sopron Városi Levéltár
- Sopron szabad királyi város erdőbirtoka, Főiskolai Tanulmányi Erdő, E üzemosztály, 1928–29, 1:10000 – NyME Növénytani és Természetvédelmi Intézet
- Tanulmányi Állami Erdőgazdaság Hegyvidéki Erdészet, Üzemtervi térképe 1953, 1:10000 – NyME Növénytani és Természetvédelmi Intézet
- Tanulmányi Állami Erdőgazdaság Hegyvidéki Erdészet, Üzemtervi térképe 1963, 1:10000 – NyME Növénytani és Természetvédelmi Intézet
- Tanulmányi Állami Erdőgazdaság Hegyvidéki Erdészet, Üzemtervi térképe 1974, 1:20000 – NyME Növénytani és Természetvédelmi Intézet
- Tanulmányi Állami Erdőgazdaság Hegyvidéki Erdészet, Üzemtervi térképe 1984, 1:20000 – NyME Növénytani és Természetvédelmi Intézet
- Tanulmányi Állami Erdőgazdaság Hegyvidéki Erdészet, Üzemtervi térképe 1994, 1:20000 – NyME Növénytani és Természetvédelmi Intézet
- Tanulmányi Állami Erdőgazdaság Hegyvidéki Erdészet, Üzemtervi térképe 2004 – Állami Erdészeti Szolgálat
- Tanulmányi Állami Erdőgazdaság Hegyvidéki Erdészet, Üzemtervi térképe 2007 – MgSZH Központ Erdészeti Igazgatóság
1944. évi fekete-fehér légifelvétel, 1944 – NyME Növénytani és Természetvédelmi Intézet
1959. évi fekete-fehér légifelvétel, 1959, 1:30000 – HM Térképészeti Kht.
1983. évi fekete-fehér légifelvétel, 1983 – NyME Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet
1983. évi fekete-fehér légifelvétel, 1983, 1:30000 – HM Térképészeti Kht.
1991. évi infraszínes ortofotó, 1991, 1:31000 – NyME Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet
1992. évi infraszínes légifelvétel, 1992, 1:8000 – NyME Geomatikai, Erdőfeltárási és Vízgazdálkodási Intézet
2005. évi valódi színes ortofotó, 2005 – FÖMI

Erdészeti üzemtervek

- Sopron szabad királyi város erdőgondnoksága, „D-I” üzemosztálya üzemterve, 1884-1924. – Sopron Városi Levéltár
- Sopron sz. kir. város erdőbirtoka „E” gazdasági osztályának rendszeres erdőgazdasági üzemterve, 1925-1934, 1935-1944. – NyME Erdészeti-, Faipari- és Földmérés-történeti Gyűjtemény.
- A Tanulmányi Állami Erdőgazdaság Hegyvidéki Erdészetének üzemterve, 1953-1963. – Állami Erdészeti Szolgálat Levéltára, Szombathely.
- A Tanulmányi Állami Erdőgazdaság Hegyvidéki Erdészetének üzemterve, 1963-1973. – Állami Erdészeti Szolgálat Levéltára, Szombathely.
- A Tanulmányi Állami Erdőgazdaság Hegyvidéki Erdészetének üzemterve, 1974-1983. – Állami Erdészeti Szolgálat Levéltára, Szombathely.
- A Tanulmányi Állami Erdőgazdaság Hegyvidéki Erdészetének üzemterve, 1984-1993. – Állami Erdészeti Szolgálat Levéltára, Szombathely.
- TÁEG Rt. 1994. Soproni Erdészet Erdőállomány gazdálkodási terv 1994. I. 1. – 2003. XII. 31.
- TÁEG Rt. 2004. Soproni Erdészet Erdőállomány gazdálkodási terv 2004. I. 1. – 2013. XII. 31.
111. számú Soproni körzet erdőterve 2005-2014. – Állami Erdészeti Szolgálat, Szombathely.

**LANDSCAPE HISTORY OF THE RIVERSIDE ALDER FORESTS
IN SOPRON MOUNTAINS (W HUNGARY)****A. BARANYAI-NAGY¹, ZS. BARANYAI²**

¹ Middle-Danube Valley Inspectorate for Environment, Nature and Water
H-1072 Budapest, Nagydiófa u. 10-12.,

² Danube-Ipoly National Park Directorate,
H-1221 Budapest Költő u. 21., e-mail: anik@freemail.hu

Keywords: riverside ash-alder forests, Sopron Mountains, landscape history, maps, aerial photographs, forestry management plan data

Summary: The authors aimed to examine the development and changes of riverside alder forests of Sopron Mountains during the last 230 years. Various historical map series, six archive and actual aerial photo series were analyzed using GIS and historical forestry data as well as all the extant forestry management plans of the Mountains were evaluated.

The territory of the present riverside alder forests of Sopron Mountains (except for the narrowest valleys) was undoubtedly covered by grass vegetation in the 1780's and presumably also during the former centuries. These grasslands could have been hay meadows with shrubs, tall herb fringe communities or seldom mixtures of fen meadows and sedge meadows with narrow riverside row of trees or their small patches. The extension of the grasslands was the same until the beginning of the 20th century; they covered all the broad valleys, regularly reaching the hill-sides as well. Their extension reduced drastically during the 20th century. Although few specimens of black alder occurred along all the streams of the Mountains before the beginning of the 20th century, the extension of the riverside alder forests could have been inconsiderable. They were restricted only to narrow stripes in the streamside areas or bordered the grasslands of the bottoms of the wide and plain valleys.

In addition to these, in the narrow and steep valleys being forested centuries-long there were young and small alder stands (only some rows of trees), which were mainly coppice forests due to the constant clear cutting. At the beginning of the forest management according to management plans, the area covered by black alder reduced permanently due to the extensive coniferous plantations and at the same time, the spontaneous forestation of grasslands started because of the termination of grazing. Between 1884-1925, the area occupied by black alder was almost unchanged. The extension of alder forests in the narrow valleys of the Mountains didn't change during the 20th century, while in the wide and flat valleys it increased significantly, especially in the 1960-80's. Today's wide alder stands developed partly by spontaneous forestation of abandoned grasslands and partly by the forest planting launched at the end of the 19th century, implemented mainly in the second half of the 20th century. At present, riverside alder forests occur along all the streams of the Sopron Mountains, there are considerable stands in the areas of former grasslands, while in the narrow valleys they are restricted to narrow stripes.

AZ ALSÓ-TISZA-VÖLGYI HOLTÁGAK TIPIZÁLÁSA TÁJSZERKEZET ALAPJÁN

MOLNÁR Zsófia

Budapesti Corvinus Egyetem, Tájvédelmi és Tájrehabilitációs Tanszék
1118 Budapest, Villányi út 35-43. email: mzsofitaj@gmail.com

Kulcsszavak: holtág, tájszerkezet, tájkarakter

Összefoglalás: Az Alsó-Tisza-völgyi holtágak tájkarakterében a legfontosabb tényező a tájhasználati és tájszerkezeti jellemzők, a holtágakhoz kapcsolódó területek tájhasználat. A holtágakhoz kapcsolódó területek tájrészlet-típusra lehet csoportosítani. A holtágak partvonalához kapcsolódó területek, belső részek egykori és aktuális hasznosítása, befolyásolják az adott holtág tájképi megjelenését, tájkarakterét és állapotát egyaránt. A tájszerkezet legfontosabb elemei az adott, uralkodó tájhasználat, a növényborítottság és beépített, művelt felületek aránya. Ugyanakkor a területhasználatokat a holtágak elhelyezkedése (mentett oldal - hullámtér) határozza meg. A hullámtéren a terület mikrodomborzati adottságai (pl. mélyfekvésű területek, ármentes teraszok, árvízvédelmi töltések), illetve a Tisza árvízének előntései, amelyek befolyásolják a tájhasználatok rendjét. A mentett oldalon a települések közelsége, antropogén felszinformák befolyásolják a holtágak menti területek tájhasználatát.

Bevezetés

A Tisza hullámtérén és mentett oldalán található különböző korú és feltöltődési állapotú holtágak jelentős része az európai viszonylatban is ritka formája a természetközeli állapotú vizes élőhelyek maradványainak. Az egykori Tisza ártér átalakulásával azonban a vizes élőhelyek nagy része megszűnt vagy jelentősen átalakult. A gátakkal a folyótól elzárt élőhelyek egy része kiszáradt, átalakult a folyószabályozás után, ma már csak a holtágak maradtak fenn. A holtágak sok kedvező adottsággal és természeti értékkel rendelkeznek, mégis mára, mint vizes élőhelyek a leginkább veszélyeztetett tájrészletek közé tartoznak. A Tisza hullámtérén és az ahhoz szervesen kapcsolódó mentett oldali területeken elhelyezkedő holtágak zöldfolyosóként és magterületként (GALLÉ et al. 1995, PENKSZA et al. 1999, MOLNÁR és GERGELY 2008) fontos szerepet töltenek be a fokozottan veszélyeztetett vizes élőhelyek megőrzésében. Emellett a hullámtéri holtágak és hullámtéri környezetük kimagasló természeti értéket képviselnek azzal, hogy megőrizték a táj folyószabályozások előtti, természetes adottságát. A korábban kiterjedt árterek árvíz-levezetési, ökológiai, tájökológiai szerepét a legtöbb helyen ma már csak a változó szélességű hullámterek tudják betölteni. Az Alsó-Tisza-völgy holtágai különböző állapotúak, sokféle igénybevételnek kitéttek. Nemcsak természetvédelmi, hanem vízgazdálkodási, mezőgazdasági, üdülési és környezetvédelmi szempontból is jelentős tájelemek.

Anyag és módszer

Az Alsó-Tisza-völgy területén tíz holtág helyezkedik el: Serházzugi-holtág, Sulymos-tó I–II., Osztorai-holtág, Mártélyi-holtág, Körtvélyesi-holtág, Atkai-holtág, Sasér, Nagyfai-holtág, Gyálai-holtág. A szabályozás a Csongrád megyei szakaszon 1856-ban kezdődött el (BODNÁR 1928, LÁSZLÓFFY 1982). Az Alsó-Tisza-völgy területét a szabályozások során a 84–90. átvágások érintették, amelyek következtében a terület holtágai létrejöttek, ezen holtágakból négy a mentett oldalon, hat pedig a hullámtérületen helyezkedik el.

Az Alsó-Tisza-völgyi ártéri területek a szabályozások előtti adottságaik révén sokféle hasznosításra kínáltak kedvező feltételeket. A folyószabályozás és az így megváltozott táj- és vízhasználatok magukkal vonták az ártér tájszerkezetének változását is. Az egykori használatok fokozatosan visszaszorultak, átalakultak.

A különböző tájhasználatok térbeli rendje, mérete befolyásolja a hullámtér és a mentett oldal tájszerkezetét. Az Alsó-Tisza-völgy területén jelenleg a holtágak, illetve a holtágakat kísérő területek tájhasználatát változtatás, ugyanakkor alapvető eltérés található a mentett oldali holtágak és a hullámtéri holtágak esetében.

A kialakult tájszerkezet a természeti és társadalmi tényezőkkel, a tájképi jellemzőkkel, a tájhoz kötődő érzelmekkel, hagyományokkal a holtágak tájkarakterét meghatározó tényezők közé tartozik (CSIMA 2008, 2011). A tájkarakter egyes elemei (pl. tájkép), érzékelhetők vizuálisan, másik részük viszont nem, ugyanakkor a tájkarakter meghatározásában közvetve szerepük van (pl. talajtani viszonyok) (DUBLINSZKI-BODA 2010).

A legfőbb természeti tájalakító tényező a területen a Tisza. Amellett a holtágak és az őket körülvevő hullámtéri élőhelyek tájkarakterét meghatározó természeti tényezők közé sorolható a vízrajz, növényborítottság, domborzat, talajadottságok, állatvilág, illetve a klimatikus tényezők. A társadalmi tényezők közé a beépítettség, a vízparti területhasználatok, az épített elemek a hullámtérben a birtok-viszonyok, a tulajdonjogok is, a kezelők a legmeghatározóbb tényezők. A holtágak tájszerkezeti jellemzőinek meghatározása, tipizálása a tájkarakter, az egyes holtágak aktuális állapotának leírását alapozza meg.

Eredmények és megvitatásuk

A táj átalakítása már a bronzkori erdőirtásokkal elkezdődött, amely a török hódoltság idejében növekedett, majd a múlt századi vízrendezési munkálatok, mezőgazdálkodási tevékenységek, erdőtelepítések erőteljes változást hoztak a területen. A szabályozások előtt az árteret hatalmas kiterjedésű lápok, mocsarak, vízállásos területek jellemezték, döntően fátlan növénytársulásokkal, amelyek foltjai észak-déli irányú láncolatlan szeltek át a Tisza-völgyet (PÉCSI 1960). Az áradások függvényében váltakozó kiterjedésű területek mozaikossá tették a tájat. Az Alsó-Tisza-völgy területén a legfőbb tájalakító tevékenységét - amely a terület jelenlegi alakulását is döntően befolyásolta - a 19. században végrehajtott folyószabályozás jelenti, amelyek eredményeként keletkeztek a vizsgált holtágak.

A holtágak tájhasználatát elsődlegesen meghatározó tényező, hogy a mentett oldalon vagy hullámtéren helyezkednek el. A területek hasonló természetföldrajzi adottságokkal rendelkeznek, az emberi beavatkozások, amelyek megváltoztatták ezt. A folyószabályozás döntően befolyásolta az ártér alakulását, a mentett oldalon ekkor alakították ki az összefüggő mezőgazdasági területeket, míg a hullámtéren szintén a folyószabályozást követően telepítettek nagy területekre erdőket (TÓTH 2008). A folyószabályozást követően elsősorban a tájhasználat formái, amik meghatározzák a terület megjelenését.

Az Alsó-Tisza-völgyi holtágak tipizálása a tájszerkezet alapján

Az Alsó-Tisza-völgyi holtágak esetében a tájkarakter tényezők közül a tájszerkezet, a tájhasználatok, amelyek döntően befolyásolják a holtágak tájkarakterét, így a tipizálás alapját ez adja meg. A tájhasználati forma típusok határozzák meg az egyes holtág típusokat.

A tájhasználatok, a kialakult tájszerkezet mellett a típusok legfőbb befolyásoló tényezői az elhelyezkedés, védettségek, hullámtéren a Tisza időszakos elöntése.

A tájszerkezetet a meghatározó természeti adottságok befolyásolják. Ezek közül a leginkább meghatározók a növényborítottság, a vízrajz és a domborzat. Természetes körülmények között az ártereken az állandó vízborítású, valamint a különböző gyakorisággal, mértékben és tartóssággal elöntött termőhelyek számos típusa fordul elő. Ezek az élőhelyek a folyótól való távolság, a finoman tagolt terep kis magasság-különbségei, a talajviszonyok függvényében sávosan és mozaikosan helyezkednek el.

A tájhasználatok közül a mentett oldalon a mezőgazdálkodási területek, azon belül a szántó művelésű területek a legmeghatározóbbak, a nagytáblás szántók dominálnak és kapcsolódnak a holtág partvonalához, ugyanitt az árvízmentesítésnek köszönhetően itt jelennek meg a kertgazdálkodási és a települési tájhasználatok is. A hullámtéri oldalon a erdőgazdálkodási területek fordulnak elő a legnagyobb arányban, ugyanakkor a hullámtéri területen előfordul az üdülési tájhasználat és az ehhez tartozó üdülő házas beépítés is (pl. Mártélyi-holtág).

Mentett oldalon megjelennek a települések belterületéhez tartozó kisvárosias lakóterületek vagy az üdülőházas beépítések. Itt a megjelenő part menti, parti beépítettség mértéke, típusa, az épületek kialakítása, a vonalas infrastruktúra elemek megjelenése, ami befolyásolja a tájszerkezetet. A hullámtéren a természeti tájelemek dominálnak, ahol a tájhasználatra a természetközeli, extenzív hasznosítású területek jellemzőek, a mentett oldali holtágak pedig egyfajta szigetként jelennek meg az intenzív tájhasználatok között. A gyepterületek a hullámtéri oldalra jellemzőek. Az öblözet mély fekvésű részein a természetes ártéri társulások maradványaiként visszamaradt mocsarak, rét és gyepterületek természetvédelmi és táji szempontokból is értékes területek. Gyümölcsösök a magasabb térszíneken fordulnak elő.

A különböző tájhasználatok a holtágak mentén sokszor szakaszosan keverednek. A holtágak fontos szerepet töltenek be a vízgazdálkodásban, árvíz-, belvízvédelmi, zápor-tározási, iparivíz ellátásban, öntözővíz ellátásban, tározásban, szennyvíz-elvezetésben.

A holtágak vizét a mellette megjelenő tájhasználati célokra történő igénybevételek jellemzik (pl. mezőgazdasági területeken öntözővíz-kivételek).

Vizsgálati eredményként az Alsó-Tisza-völgyi holtágakat a tájszerkezet alapján a következőképpen tipizáltam (típus, altípus):

- mentett oldali holtágak
 - mentett oldali holtág mezőgazdasági tájhasználattal
 - mentett oldali holtág települési tájhasználattal
 - mentett oldali holtág üdülő tájhasználattal
 - mentett oldali holtág kertgazdálkodási tájhasználattal
- hullámtéri holtágak
 - hullámtéri holtág erdőgazdálkodási tájhasználattal
 - hullámtéri holtág üdülési tájhasználattal

A különböző altípusok a holtágak egyes szakaszai mentén egymást váltva is előfordulhatnak (pl. Gyálai-holtág).

Az Alsó-Tisza-völgyi mentett oldali holtágak tájszerkezeti jellemzői

A mentett oldalon elhelyezkedő holtágak és környezetük erősen alakított, intenzív használatnak vannak kitéve, így jelentős zavaró, veszélyeztető tényezők fordulnak elő. Az Alsó-Tisza-völgy területén a mentett oldali holtágakat a legtöbb esetben, egy 2-3m-es partsávot leszámítva, egészen a partvonalig mezőgazdasági területek vesznek körbe. Emellett gyakran üdülőházas, kiskertes (pl. Gyálai-holtág), vagy kertvárosias lakóterületek (pl. Serházzugi-holtág) fordulnak elő, ahol a holtághoz a beépített telkek az esetek túlnyomó részében kertekkel kapcsolódnak. A település közeli holtágak esetében a beépített területek sokszor egészen a holtág vízpartjáig húzódnak. Többször előfordul a lakó és az üdülő funkciók keveredése.

A mentett oldali holtágak esetében a parti sáv elválasztó szerepet, szűrőfunkciót tölt be, ez a vékony keskeny sáv határolja el a holtágak nyílt vízfelületét a művelt területektől. Ugyanakkor ez a sáv tájképileg is meghatározó. A parti sáv általában mocsári növényzettel, de többnyire fás állománnyal borított, a holtágak öntisztulásában van rendkívül nagy szerepe, a leggyakrabban nyár- és fűzfajok (*Populus sp.*, *Salix sp.*) alkotják, de találhatunk telepített gyümölcsfákat (*Juglans nigra*, *Prunus cerasifera*, *Malus sp.*, *Pyrus sp.*). A parti sávokhoz kapcsolódnak a különböző tájhasználatok, tevékenységek, ennek következtében a holtágak parti sávja jelentős terhelésnek van kitéve. Ennek ellenére több esetben találkozhatunk azzal, hogy ez a parti sáv is részben vagy egészben beépült, illetve intenzív használatnak van kitéve.



1–2. ábra A Serházzugi-holtág menti kiskertek és a Gyálai-holtág melletti szántóterületek
Figure 1–2. The small gardens next to Serházzugi-oxbow and fields next to Gyála-oxbow



3–4. ábra A Gyálai-holtág és az Atkai-holtágat kísérő területek
Figure 3–4. The areas along Gyála-oxbow and Atkai-oxbow

Mentett oldali holtágak mezőgazdasági tájtípus (Atkai-holtág, Nagyfai-holtág, Gyálai-holtág):

- holtág partvonaláig húzódó szántó területek az uralkodók;
- a parti sáv növény állománya degradált, hiányos, sokszor igen keskeny zöldsávval rendelkezik;
- az intenzív nagytáblás művelésű területek csatornák, zöldfelületi elemek csak kis arányban tagolják, az egyhangúságot kevés facsoport, ültetvényszerű erdőfolt szakítja meg;
- a nagytáblás mezőgazdasági területeken a táblahatárokat az eltérő kultúrák (pl. kukorica, napraforgó, kalászosok) jelzik, a táblákra monokultúrák jellemzőek;
- kevés építmény fordul elő (pl. mezőgazdasági tanyák, épületek), a területeket földúton lehet megközelíteni.

Mentett oldali holtágak települési tájtípus (Serházzugi-holtág, Gyálai-holtág):

- a holtágak mentén a tájkaraktert hosszan elnyúló partvonallal párhuzamos beépítések uralják;
- a beépítésekre falusias beépítésű településrészek jellemzőek, amelyek kertes, családi házas, háztáji kiskertes, laza beépítéssel alakultak ki;
- a holtágak vízfelületéhez a beépített telkek az esetek túlnyomó részében a kertekkel kapcsolódnak;
- a beépítések és a holtág vízpartja között sok esetben nincs kapcsolat, előfordul, hogy a kapcsolat hiányát még egy másodrendű védőtöltés is megerősíti.

Mentett oldali holtágak üdülő tájtípus (Atkai-holtág, Gyálai-holtág, Serházzugi-holtág):

- hétvégi házak kevésbé vannak inkább csak vízparti üdülőterületek építmény nélkül, csónakházakkal, stégekkel, az üdülés mellett gyakori, hogy a parthoz mezőgazdasági területek kapcsolódnak;
- üdülőterületeken általában a vízparti üdülési-turisztikai tevékenységek (horgászat, csónakázás, fürdőzés, egyéb vízi sportok) jellemzőek. Ugyanakkor a parton beépítések is megjelennek, így üdülőházak;
- a holtágak parti sávjában megjelenő „zártkert jellegű” területek jelenleg üdülési-kertgazdálkodási, termelési célokat látnak el, de a lakófunkció erősödése egyre inkább megfigyelhető (pl. Gyálai-holtág).

Mentett oldali holtágak kertgazdálkodási tájtípus (Atkai-holtág, Gyálai-holtág, Serházzugi-holtág):

- a kiskertes területek egyes részeire kisépítmények, magas zöldfelületi arány, gyümölcsösök jellemzőek, a kerteken belül dísznövények, egykori zártkert jellegű beépítések fordulnak elő;
- az elmúlt időszakokban a kertgazdálkodási területekre az egyre nagyobb beépítések, a lakó- és üdülő funkció megjelenése jellemző;
- a kiskertes, üdülőházas beépítéseknél is jellemzőek a holtágak parti sávjában a gyümölcsösök, gyümölcs fasorok, amik azonban az elmúlt időszakban egyre inkább átalakulnak, a gyümölcsösöket felhagyják, kivágják.

Az Alsó-Tisza-völgyi hullámtéri holtágak tájszerkezeti jellemzői

A rendszeres elöntésnek kitett hullámtéri területeken az árvizek előfordulása határozza meg a területek tájhasználatát. Emellett a területek domborzati adottságai, a térszintek változatossága, amely befolyásolja a tájhasználatokat, amely az egykori tájhasználatokat (legeltetés, rekesztéses halászat stb.) is jelentősen befolyásolta.

A hullámtéri holtágakat kísérő területeken az erdőgazdálkodási területek nagy aránya jellemző, melyek leginkább telepített, üzemtervezett erdőterületeket jelentenek, fafajai általában hibrid nyarasok, emellett sok esetben özönnövények fajai (*Acer negundo*, *Fraxinus pennsylvanica*) jelennek meg. A hazai fajkészletű erdőrészeknél a *Salix alba*, *Populus alba*, *Populus nigra* és *Quercus robur* jellemző.

Ugyanitt, a hullámtéri oldalon fordulnak elő a még megmaradt, be nem erdősült, de a legtöbbször felszabdalt, kisterületű gyepterületek (rét, legelő), amelyek a rendszeresen árvízjárta területek fordulnak elő. Ezek a hullámtéri területeken található élőhelyek közül a legértékesebbek és a legtöbb esetben természetvédelmi oltalom alatt állnak. A területek azonban a legtöbbször már felhagyottak, védett területek esetében kezelésük részben megoldott, amely általában az évenkénti kaszálást jelenti. Itt a holtágakhoz kapcsolódó, még fennmaradt rétek, legelőterületek jelentősen növelik a területek természet-, tájvédelmi értékét. A legmagasabb értékű területek a holtágak parti sávjában, illetve a rendszeresen árvízjárta, az év nagy részében vízállásos, mélyfekvésű területeken fordulnak elő.

A hullámtéri holtágak esetében az árvízi kockázat és a korlátozó jogi szabályozás miatt nagymértékű beépítések nem fordulnak elő, emellett az utóbbi években a hullámtéri szántóterületek is fokozottan visszaszorultak. A megjelenő idegenhonos özönnövények térfoglalása miatt sok esetben a felhagyott szántóterületek komoly problémát jelentenek.

Míg a hullámtéri szántókat tudatosan próbálják visszaszorítani, az értékes, védett területek mellett az Alsó-Tisza-völgyi hullámtéri területeken is előfordul a természetési és a rekreációs célú hasznosítás. Üdülési tájhasználatok, hétvégi házas beépítések a hullámtéri oldalon is megjelenhetnek (pl. Mártélyi-holtág). Ezek a területek rendszeres elöntésnek vannak kitéve, azonban ezek a beépítések a mentett oldali területekhez képest kisebb területen jelentkeznek. A korábbi használatok közül az egykori gyümölcsösök is mára szinte teljesen visszaszorultak.



5–6. ábra A Mártélyi-holtág üdülőterülete
Figure 5–6. The resort area next to Mártélyi-oxbow



7–8. ábra. Az Osztorai-holtág és a Körtvélyesi-holtág a hullámtéren
 Figure 7–8. Osztroai-oxbow and Körtvélyes-oxbow in the active floodplain

Hullámtéri holtágak erdőgazdálkodási tájtypus (Sulymos-tó I–II., Osztorai-holtág, Körtvélyesi-holtág, Sasér):

- kevés épített elem jellemzi a hullámtéri területeket, az építmények a legtöbb esetben vízgazdálkodási épületek, vadlesek, halászkunyhók;
- az erdőterületeken ültetvényerdők és természetközeli társulások váltják egymást, amelyek a mélyebb területeken vízállásos részekkel tagolódnak, itt a vízfelszínnek jelenléte uralkodó;
- az erdőterületek a gazdálkodási, vízügyi funkción túl természetvédelmi szereppel is gyakran rendelkeznek, ahol alacsony intenzitású gazdálkodás a jellemző;
- az erdő területeknél a látvány zárt, amelyet néhol gyeptörmények, a nyitottabb gyepek területeket fák, facsoportok tagolják;
- az erdőterületek között mozaikosan előforduló fátlan élőhelyek sok esetben zártan helyezkednek el, amit a hullámtéri oldal nehéz megközelíthetősége is erősít.

Hullámtéri holtágak üdülési tájtypus (Mártélyi-holtág):

- a vizsgált területen nagyobb üdülőterület a Mártélyi-holtág partján található, amely már az 1920-as évektől kedvelt üdülőterület volt
- az üdülőterületre cölöpházak hétvégi házas beépítés jellemző, ami közvetlenül a holtág partján alakult ki;
- a hétvégi házak mellett üdülőépületek, horgásztégek, csónak kikötők jellemzőek;
- intenzív turizmus nem jellemző, többnyire a holtág vízfelületéhez kapcsolódó használatok fordulnak elő (fürdés, csónakázás, horgászat, vízi sportok stb.).

Az Alsó-Tisza-völgyi holtágak vizsgálata, tipizálása a tájrehabilitáció lépéseinek tervezéséhez jelenthetnek megalapozást. Az állapot meghatározás során figyelembe kell venni, a holtágak állapotát, a parti sáv és kapcsolódó területeket is. A különböző használatú holtágak eltérő beavatkozásokat igényelnek.

Köszönetnyilvánítás

A kutatás a TÁMOP-4-2.1.B-09/1/KMR- 2010-0005 projekt részeként készült.

Irodalom

- BODNÁR B. 1928: Hódmezővásárhely és környékének régi vízrajza. Szeged Városi Nyomda és Könyvkiadó Társaság. A Szegedi Alföld-kutató Bizottság Könyvtára III./5. Szeged
- GALLÉ L., MARGÓCZI K., KOVÁCS GY., GYÖRFFY GY., KÖRMÖCZI L., NÉMETH L. 1995: River valleys: Are they ecological corridors?. *Tiscia* 29: 53–58.
- CSIMA P. 2008: Tájvédelmi szabályozás a településrendezési tervekben. In: CSORBA P., FAZEKA I. (szerk.). Tájkutatás – tájökológia. Meridián Alapítvány. Debrecen. pp. 401–408.
- CSIMA P. 2011: Gondolatok a tájvédelemről, az egyedi tájértékekről és a tájkarakterről. In: SALLAY Á. (szerk.). Tájértékek szerepe a tájkarakter meghatározásában. Budapest. pp. 43–49.
- DUBLINSZKI-BODA B. 2010: A Szentendrei-sziget mezőgazdasági tájkaraktere. In: Sallay Á. (szerk.): Ormos Imre Tudományos Ülésszak. LOV 2009. Tájépítészeti Tanulmányok. 4D könyvek. Budapesti Corvinus Egyetem Tájépítészeti Kar. Budapest, pp. 211–219.
- LÁSZLÓFFY W. 1982: A Tisza. Vízi munkálatok és vízgazdálkodás a tiszai vízrendszerben. Budapest. pp. 19–260.
- MOLNÁR Zs., GERGELY A. 2008: A Körvtélyes-sziget élőhely-változásai. Tájökológia Lapok 6: 335–344.
- PÉCSI M. (szerk.) 1960: Magyarország tájféldrajza. A tiszai Alföld. Akadémiai Kiadó. Budapest. 2. kötet.
- PENKSZA K., ENGLONER A., ASZTALOS J., GUBCSÓ G., SZEGEDI E. 1999: Adatok a Körös menti „szentély” jellegű holtmedrek flórához és vegetációjához. *Crisicum* 2: 51–65.
- TÓTH A. 2008: A Tisza-völgy tájökológiai karaktere a tájtalakítások tükrében. In: CSIMA P., DUBLINSZKI-BODA B. (szerk.). Tájökológiai Kutatások. Budapest. Budapesti Corvinus Egyetem. pp. 25–31.

THE OXBOW-LAKES' TYPING BASED LANDSCAPE STRUCTURE IN THE LOWER TISZA VALLEY

ZS. MOLNÁR

Corvinus University of Budapest, Department of Landscape Protection and Reclamation
H-1118 Budapest, Villányi út 35–43., email: mzssoftitaj@gmail.com

Keywords: oxbow-lakes, landscape structure, landscape-character

Nearly a quarter of the present territory of Hungary was a floodplain in the era of the conquest. In the second half of the 19th century, the Tisza River was controlled in order to drain off the marshes and swamps. Most of the oxbow-lakes which exist now, developed from artificial cutoffs in the second half of the 19th century. The oxbow lakes of the Lower Tisza Valley have all been artificially created. Ten oxbow lakes are located in the region of the Lower Tisza Valley. The states of the area's oxbow lakes are rather different. There are protected, highly valuable sites in terms of landscape and nature conservation, yet degraded areas utilized for economic purposes can also be found. The states of the area's oxbow lakes are rather different. There are protected, highly valuable sites in terms of landscape and nature conservation, yet degraded areas utilized for economic purposes can also be found. The attributes or usage of oxbow lakes allow for a diverse system of categorisation. The landscape-character factors of oxbow-lakes: natural capability, landscape structure, landscape elements, emotional factors, traditions, social factors. The oxbow-lakes connected areas can be grouped „landscape-details types”. The land use of oxbow-lakes connected areas influence landscape visual appearance of the the oxbow-lake. The most important elements of the landscape structure are: predominant land use, vegetation coverage, built, cultivated area ratios. However, the oxbow-lakes location (saved pages or active floodplain) specifies the land use. The examination and classification of oxbow lakes can establish the grounds for state assessment, as well as for planning the interventions of landscape rehabilitation.

USING SPATIAL METRICS FOR ASSESSMENT OF THE LANDSCAPE STRUCTURE CHANGES OF THE BEŠA DRY POLDER

MATEJ MOJSES¹, MARTIN BOLTÍŽIAR^{1,2}

¹Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences Bratislava, Branch Nitra,
Akademická 2, P. O. BOX 22, 949 01 Nitra, email: matej.mojses@savba.sk, martin.boltiziar@savba.sk

²Department of Geography and Regional Development, Faculty of Natural Sciences,
Constantine the Philosopher University in Nitra, Tr. A. Hlinku 1, 949 74 Nitra, mboltiziar@ukf.sk

Keywords: landscape metrics, landscape structure changes, Beša dry polder, GIS, landscape index

Summary: Anthropogenic impacts imposed in study area of the Beša dry polder from 18th century have considerably stated the landscape. We can observe rapid landscape structure changes by progress of urbanization and agriculture in the researched area. Aim of the paper is mapping and analysis of the landscape structure changes in years 1770, 1827, 1949, 1988, 2003, 2008 by GIS. By comparing groups of the landscape elements, individual horizons were significantly different. Significant changes were observed in the group of Forest and non-forest areas and Grassland areas permanent group whose share fluctuates significantly. Drainage interventions after 1827 caused decline in the aquatic ecosystems to about 10% of their original size. Representation of other landscape elements reflects the natural evolution of society – the expansion of built areas and road networks. We used mapping results of the analysis for subsequent landscape assessment by methods of landscape-ecological indexes that describes the dynamics and quantifying landscape structure. The results showed that, overall, the number of patches, decreasing their average size, has increased patch density as well as the total length of the circuit patches, mainly as a result of vegetation succession after 1989.

Introduction

Landscape ecology deals with the biological, physical and societal causes and consequences of spatial variation in landscapes. New spatial tools such as geographic information systems (GIS) and remote sensing have given geographers and ecologists unprecedented capacity to quantify land cover pattern and understand spatial heterogeneity and landscape structure (TURNER, CARPENTER 1998).

Land cover and its interrelation to the natural landscape basis is the salient point for the integration of the material and physiognomic attributes of landscapes. Its spatial differentiation is close to the structure denoted by FORMAN, GODRON (1986) as landscape elements or ecosystems. Land cover types in regional scale are at the same time close to the basic categories of the land use. Visual attributes of urban and agricultural landscape correspond with their basic functions and indicate the spatial organization of cultural landscapes. Analysis of functions is, however, indispensable mainly in the categories of forest and semi-natural landscape emphasizing the hierarchy of ecologically significant areas.

Landscape pattern is a mixture of natural and human-managed patches that vary in size, shape and arrangement and is the result of complex interactions of physical, biological and social forces (FORMAN, GODRON 1986, KRÜMMEL ET AL. 1987, TURNER 1990). The pattern emerging from these analyses is that overall landscape texture and patch shape and size are recurring underlying structural components landscape pattern. LI, REYNOLDS (1995) indicate these five attributes that theoretically describe landscape structure: a)

number of cover types, b) proportion of each type, c) spatial arrangement of patches, d) patch shape, e) contrast between patches.

Landscape is a concrete space which developed as a result of various effects and processes of natural or anthropogenic character while these processes and effects had different impact and duration of exposure. Human activities changed natural environment which got new features and new environment quality originated. According to specific properties, we distinguish three landscape structures: primary landscape structure, secondary landscape structure (historical and current landscape structure) and socio-economic landscape structure.

The aim of our research was to evaluate the trends in the spatial structure of patches in the model area since the second half 20th century. Analysis was made only on those land use layers which were interpreted on the basis of aerial photographs (1949, 1988, 2003, 2008), since the older interpretation of the obtained layers of historical maps lack detail. Military maps, compared to aerial photographs, have purposely compiled legend, they capture only selected elements of the landscape, are much generalized and not very detailed. Aerial photographs, however, capture the landscape with all its details and their interpretation was uniform.

In the analysis of landscape structure and its changes, we can also focus on the evaluation of the indicators of spatial structure of patches by FORMAN, GODRON (1986), FORMAN (1995), MCGARIGAL (2002), MCGARIGAL, MARKS (1995). Patches (polygons) can be characterized using various indicators or indices which are currently an explicit part of some GIS software tools. Unlike the summary changes of some elements of landscape structure (e.g. a change in the proportion of forest, grassland, arable, etc.), the changes in the number of landscape elements in different categories, their average size, distribution, continuity, mosaics etc. are being observed – these characteristics have a significant impact on the functioning of landscape processes (LIPSKÝ, KALINOVÁ 2001, SZABÓ, CSORBA 2009).

Study area

Study area belongs administratively to the Košice Region, Trebišov district and almost all of the area is located in the cadastral territory of the village Beša. The boundaries of the studied area are identical to the polder dike, only the northern part was set out by the cadastral boundary. Area covers 1756 ha, the flooded area of the polder is 1568 ha. Polder Beša is a dry reservoir belonging to the largest one in the Central Europe with volume 53 mil. m³ and was built at the turn of the 1950s and 1960s in the frame comprehensive treatment of water regime of the Východoslovenská Lowland. The purpose is to reduce the flood wave of the rivers Laborec and Latorica. On the basis of a bilateral agreement between the Slovak Republic and Hungary, the level of the river Bodrog must be kept to a maximum of 936 cm. When this level is exceeded, it leads to filling of the dry reservoir. It has already been filled during the flood situation on the Laborec River eight times, mostly in the spring months in the years 1974, 1979, 1980, 1990, 2000, 2006, 2010, 2011. In terms of geomorphologic division (MAZÚR, LUKNIŠ 1980), it belongs to the Východoslovenská Lowland, subprovince Great Danube Basin, province Východop-

anónska Basin and subset Panonian Basin. Part of the territory falls to the Ramsar site of Latorica which is a part of the PLA (protected landscape area) of Latorica. In the retention area, there is locates of NATURA 2000 area of Bešiansky polder (2.65 ha) is located. In the dry polder area, there is a dense network of canals, wetlands and flooded material pits creating unique conditions for aquatic and marsh vegetation with a significant number of rare species.

Methods

Landscape structure data set

The production of maps of the landscape structure from the selected time horizons (1770, 1827, 1949, 1988, 2003 and 2008) was conducted in GIS. ArcView GIS 3.1 was used with extensions conducting the following operations:

- Making selective interpretative key, purpose-built mapping legend, working and output scale of maps,
- Georeferencing – geometric correction of “raw” historical maps and aerial photographs into a single cartographic projection of coordinate system S-JTSK,
- Identification of individual elements of secondary landscape structure based on the interpretation of historical maps from the 1st and 2nd military mapping (1770, 1827) and aerial color images (1949, 1988, 2003, 2008) which were arranged into sub-groups and groups (Figure 1),
- Digitalization of spatial data by the method “on screen” (directly on the computer screen) with visual analogue interpretation – creating separate vector layers,
- Verification of the identified elements of the secondary structure of the landscape from the year 2008 in the study area by the means of field survey,
- Creating the flexible table database that stores all the relevant attribute information on the elements of the secondary landscape structure necessary for other statistical operations,
- Multitemporal analysis of the groups of secondary landscape elements during 1770–2008,
- Cartographic representation of information layers in an analogue form of output - thematic maps of the secondary landscape structure.

We identified 49 types of landscape elements according to RUŽIČKA (2000), which we classified into 31 sub-groups and 8 groups:

1. Group of elements of forest and non-forest wood vegetation
2. Group of elements of permanent grassland
3. Group of elements of agricultural crops
4. Group of subsoil elements and the substrate
5. Group of elements of water bodies and water flows
6. Group of residential elements and recreational areas
7. Group of technical elements
8. Group of transport elements

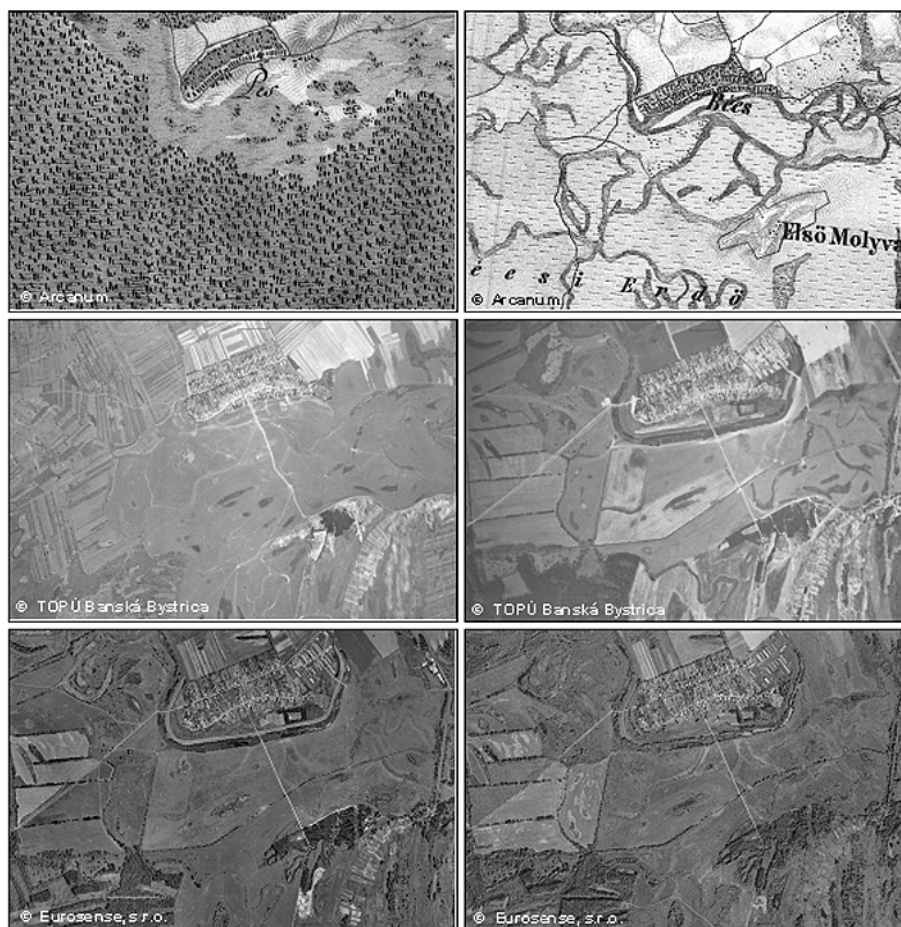


Figure 1. Parts of the used historical maps from the 1st and 2nd military mapping from 1770 and 1827, panchromatic aerial photographs dating from 1949 and 1988, color aerial orthophotos from 2003 and 2008

Landscape pattern metrics

Trends of development of the spatial structure of patches was evaluated according to selected indicators by FORMAN, GODRON (1986), FORMAN (1995) and using specialized statistical program Patch Analyst 2.2 (McGARIGAL, MARKS 1995). Analysis was made on the vectors GIS layers of the time horizons while we examined the following landscape metrics: number of patches (NP), mean patch size (MPS), median patch size (MEDPS), patch size standard deviation (PSSD), total edge (TE), edge density (ED), mean patch edge (MPE), mean shape index (MSI), mean patch fractal dimension (MPFD), area weighted mean patch fractal dimension (AWMPFD), patch density (PD). Most of the characteristics were observed both in the whole area and within the individual groups of landscape elements. Their detailed characteristics are the content of the works of the mentioned authors.

Results

In the process of multitemporal analysis (visual and the subsequent statistical analysis of thematic maps) and field survey of study area during 1770–2008 (tables 1, 2, Figure 2, 3), we came to a finding that the area was affected by a number of quite significant space-time changes which at the level of groups of landscape elements are analyzed briefly in the following parts of the paper.

Table 1. Area of individual groups of landscape elements in ha

<i>Reclassified groups of landscape elements</i>	<i>1770</i>	<i>1860</i>	<i>1949</i>	<i>1988</i>	<i>2003</i>	<i>2008</i>
Forest and no forest areas	1387,1	3,4	211,1	544,0	559,2	743,6
Permanent grassland areas	180,1	1107,0	1086,8	823,2	820,5	641,3
Agricultural areas	161,3	379,9	343,6	299,0	286,2	284,3
Uncovered substrate areas	-	-	5,5	3,5	3,5	3,5
Water and wetland areas	-	236,5	62,3	26,6	25,9	22,6
Urban areas	17,9	20,2	32,8	35,3	35,3	35,3
Technical areas	-	-	0,1	10,1	10,5	10,5
Transport areas	9,7	9,1	14,0	14,3	15,0	15,0

Table 2. Number of patches of individual groups of landscape elements

<i>Reclassified groups of landscape elements</i>	<i>1770</i>	<i>1860</i>	<i>1949</i>	<i>1988</i>	<i>2003</i>	<i>2008</i>
Forest and no forest areas	32	8	53	216	277	313
Permanent grassland areas	7	117	93	187	219	190
Agricultural areas	13	32	29	27	36	34
Uncovered substrate areas	-	1	3	13	13	13
Water and wetland areas	-	56	59	75	75	74
Urban areas	4	16	53	79	79	79
Technical areas	-	-	2	9	9	9
Transport areas	2	5	23	17	16	16
Sum	58	235	315	627	725	727

Group of elements of forest and non-forest woody vegetation, in terms of area of individual groups of landscape elements, exceeded the largest ratio within the observed period in 1770. The wet floodplain forest covered almost 90% of the whole territory, except for the village itself and its closer area which was agriculturally used mainly to the east of the urban area. In contrast, in 1827 the territory was covered with almost no forest, there were only small woods in southeastern part of the area. The area suffered significant deforestation for the purpose of acquiring land for pastures, meadows and arable land. Forested areas started to increase only after 1949. Smaller areas of woods in the mid-20th century were located in the western part of the current polder and also in the southern

part and in the Moľva area (sand dune) in the SE part of the territory. Since the end of the century to the present, the share of this group of landscape structure increased from 31 to 43% due to succession processes. Forests are represented, regarding the composition, mainly by oak-hornbeam forests, near rivers are riparian willow-poplar forests. Large area in the southwestern part of the reservoir is currently covered by commercial forests with areas compartment and belt breaks. Non-forest woody vegetation outside the urban area is represented by the natural residual stands which for various reasons have not been degraded by agricultural activity.

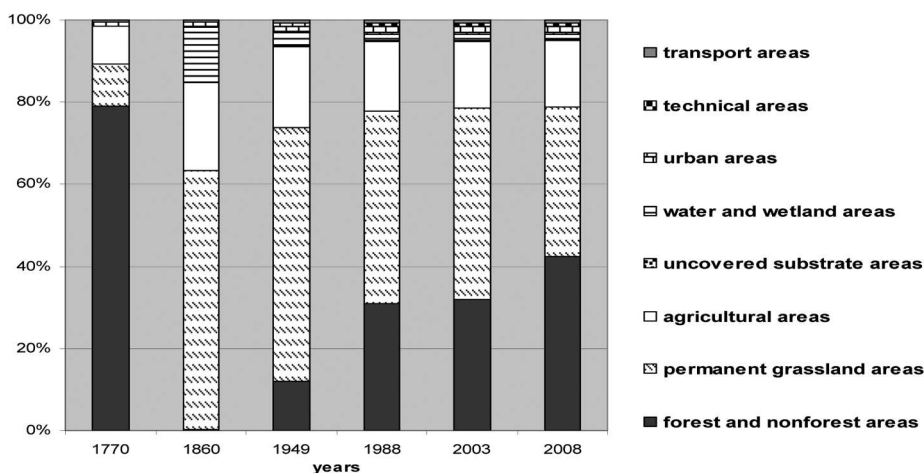


Figure 2. The share of size of groups of individual elements of the secondary landscape structure of study area in %

A group element of permanent grassland in terms of size was the largest group in the period 1827–1949. It occupied an area of almost 1300 ha which is over 70% of the whole area. The smallest share was in 1770 when almost the whole area was forested and there were no significant agricultural activities in the study area. Since 1988, the elements of this group have almost constant share, which is around 45%. Currently, their share realizes a slight 34%. This group is represented mainly by meadow vegetation towards S, SW and W from the village of Beša in the polder retention reservoir itself, but mainly by unused grasslands that since 1949, but especially since 2003 are largely overgrown by plants or seedlings that are characterized by scattered groups of shrubs and scrub communities, as well as solitaire, mostly willows. These occasionally flooded meadows serve as pasture. Line herbaceous vegetation covers with its crops also the dike of the polder itself.

Group of elements of agricultural crops has got a relatively equal representation across all horizons between 15–20%, except for 1770, when its proportion was the lowest. Arable land carries, until the collectivization period in the 1960s, the character of small-scale fields, later large-block fields. The arable land was always located to the north of the urban area of the community, outside the wet areas and the polder retention reservoir. It is now represented by homogeneous areas of large-block fields. Among other landscape elements, we can find small-scale fields in a smaller extent, especially near the village. Along with the vineyards and orchards they form mosaics of patches, especially in the

SE part of the area. Some of them have already been abandoned. This group of elements currently occupies 284,3 hectares which refers to 17% of the area.

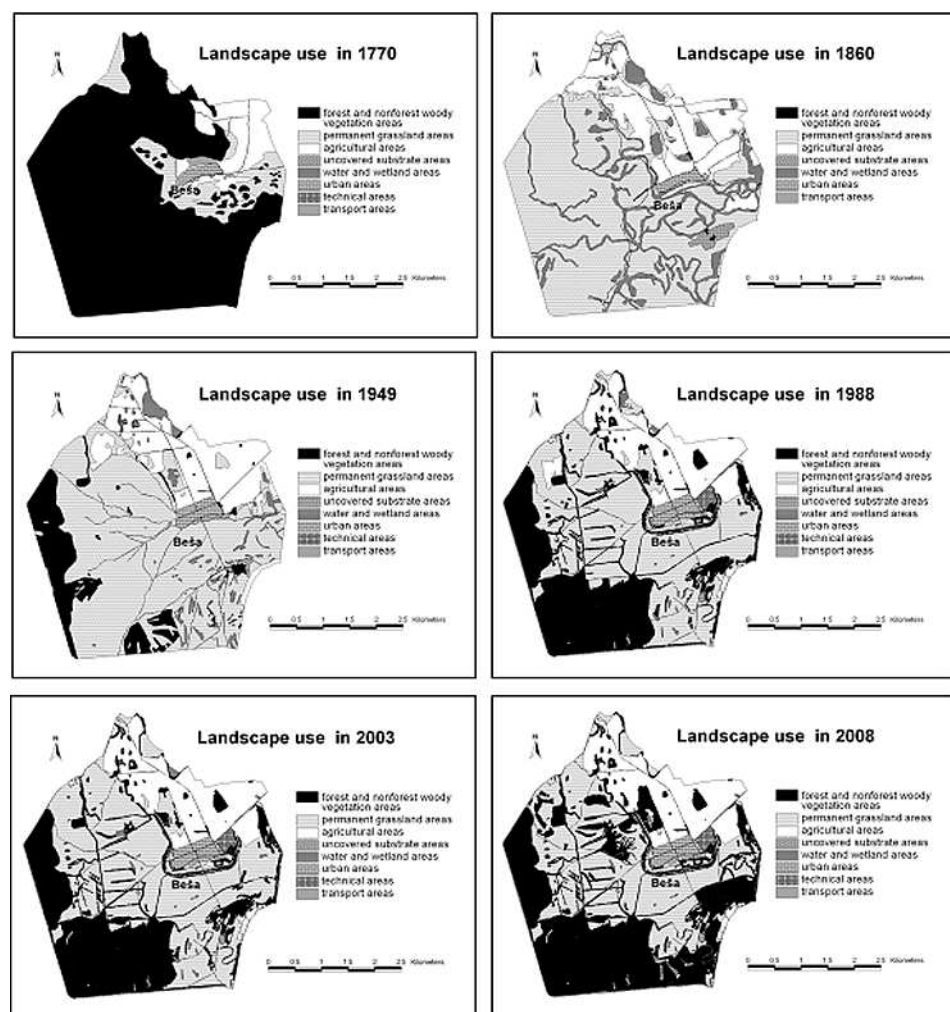


Figure 3. Landscape structure area of Beša polder in selected times horizons

Group of subsoil elements and the substrate are mostly only small-scale sites of natural or artificial origin, in our case mainly the sand dune Mol'va, located in the eastern part of the area. South to the village, there is a small sandpit mined occasionally even today. Together, this group covers an area of 3,5 hectares which is 0,2% of the whole area.

Group of elements of water surfaces reached the highest area in the year 1827 (4%). As in the past, it is now also represented by a network of periodic lakes and of dead branches as well as other smaller streams and channels, but to a smaller extent than in the 19th century.

Group of residential elements and recreational areas is the village of Beša with characteristic rural buildings, represented mainly by family houses and gardens. The urban area has had expansionary trend since 1770 and during almost 170 years has tripled its size. Later there were built mainly administrative buildings, sports grounds, cemeteries and other civic amenities along with residential vegetation. At present, these elements occupy 2% of the area.

Group of technical elements in the area has evidenced especially from the mid-20th century and it includes agricultural buildings (farms and farmyards), areas of water management as well as other construction and technical objects in the countryside. It also includes smaller landfills located within the boundaries of the village and also outside it, and also field dunghills. Together these elements occupy 2% of the area.

Group of transport elements was in the past represented mainly by loose network of mostly unpaved field roads. At present, its density is much higher and it is represented by roads – important main roads, roads in residential zone, and paved and unpaved communications. In 2008 they occupied an area of 15 ha which represents 1% of the study area.

Changes of landscape metrics

The number of patches in the area of the Beša polder reached 315 in 1949 (Table 4) and by 2008 rose to a value of 727 which is a 100% increase. This phenomenon was mainly due to increase in number or emergence of new areas of forest and non-forest woody vegetation, influence of its succession in recent decades as well as planting trees for economic purposes in the southern part of the territory. This phenomenon is also evident in the visual comparison of aerial photographs. Overall, the area of mean patch size was reduced (Table 4) by almost half. Table 3 with the changes in mean patch size for each group allows a detailed study of the trend of this feature. Reduction in the mean patch size was recorded for all areas with the exception of technical elements and elements of transport which increased their size in the younger time horizons. Overall, however, it is conditioned by the emergence of new small succession patches of forest and non-forest vegetation and subsequent gradual reduction or fragmentation of the original vast area of permanent grassland since 1949 which is a positive phenomenon for the stability of landscape structure. The median patch size has got a more representative value. This landscape metrics is generally slightly decreasing in the area (Table 4). Conversely, within the majority of each group of elements (Table 3), we can notice its increase. The most significant is in the group of forest and non-forest woody vegetation at the expense of median patch size decrease of the group of permanent grassland. Calculated values of the index of standard deviation of patch size document the fact that there is an overall tendency of equalization of patch size in the study area. The same situation is also in various types of patch groups. The cause can be seen in the above mentioned succession as the number of new patches is increasing. The patches have a tendency to compensate their size, the number of different-sized patches is decreasing. When analyzing the perimeter of patches, we notice a very slow trend of its slight increase which is mainly due to an overall increase of new patches. This situation is different in each group. When assessing the edge density of patches which represents the proportion of perimeter of patches to their size, we have come to a finding that its value throughout the whole area hardly

changed. Differences, however, are evident when analyzing patches of individual classes.

Table 3. Landscape metrics of different period at groups of landscape elements

Years	Groups of landscape elements	NP	MPS	MEDPS	PSSD	TE	ED	MPE	MSI
1949	1	53	39822,9	4758,3	108314	44366,9	0,003	837,1	2,1
	2	93	116858	12520,7	333468	170607	0,01	1834,5	2
	3	29	118478	42721,9	153027	49314,6	0,003	1700,5	1,7
	4	3	18486,8	10492,5	12510,7	2505,2	0,001	835,1	1,7
	5	59	10552,7	4319,4	25203	31873,4	0,002	540,2	1,7
	6	53	6179,9	563,3	18899,3	19033,8	0,001	359,1	1,5
	7	2	315,7	171,6	144,1	171,6	0,001	85,8	1,4
	8	23	6098,6	2263,4	9907,7	87964,9	0,005	3824,6	10,6
1988	1	215	25288,3	4940,4	104831	188223	0,011	875,5	2,5
	2	193	42671,5	8830,4	91208,2	263878	0,015	1367,2	2,3
	3	28	106796	13457,8	183882	40683,7	0,002	1453	1,6
	4	13	2663,8	438,4	6447,7	3294	0,001	253,4	1,6
	5	74	3595	2362,1	4265,6	47457,6	0,003	641,3	3,3
	6	79	4473,7	768,7	11953,1	22653,1	0,001	286,7	1,5
	7	9	11228,3	188,7	30762,8	2347,9	0,001	260,9	1,6
	8	16	8919,5	1899,2	15827,9	86093,4	0,005	5380,8	11,5
2003	1	276	20259,2	6410,9	71307,8	253435	0,014	918,2	2,4
	2	223	36795,9	7702,4	87771,3	288355	0,016	1293,1	2,3
	3	36	79493,8	18458	123896	45869,8	0,003	1274,2	1,6
	4	13	2663,8	438,4	6447,7	3294	0,001	253,4	1,6
	5	74	3506,3	2397,4	3727,1	47317,8	0,003	639,4	3,4
	6	79	4473,7	768,7	11953,1	22653,1	0,001	286,7	1,5
	7	9	11626,6	198,4	30640,2	2561,6	0,001	284,6	1,6
	8	15	9983,9	2291,6	17019,8	90752,6	0,005	6050,2	12,4
2008	1	313	23757,8	7071,4	72947,6	312357	0,018	997,9	2,4
	2	191	33578	6268,9	80581,3	233785	0,013	1224	2,3
	3	34	83603,6	20390,7	126286	44845,1	0,003	1319	1,6
	4	13	2663,8	438,4	6447,7	3294	0,001	253,4	1,6
	5	73	3098,1	2397,4	2537,7	45936,4	0,003	629,3	3,4
	6	79	4473,7	768,7	11953,1	22653,1	0,001	286,7	1,5
	7	9	11626,6	198,4	30640,2	2561,6	0,001	284,6	1,6
	8	15	9983,9	2291,6	17019,8	90752,6	0,005	6050,2	12,4

Note: 1 - Forest and non-forest areas, 2 - Permanent grassland areas, 3 - Agricultural areas, 4 - Uncovered substrate areas, 5 - Water and wetland areas, 6 - Urban areas, 7 - Technical areas, 8 - Transport areas

Table 4. Landscape structure changes indices for Beša polder (1949 -2008)

	NP	MPS	MEDPS	PSSD	TE	ED	MPE	MSI	PD
1949	315	55748,3	5424,1	199159,2	405837,5	0,023	1288,4	2,4	0,17
1988	627	28007,5	4195,6	91611,5	654630,3	0,037	1044,1	2,6	0,35
2003	725	24221,7	4694,5	73552,7	754239,3	0,043	1040,3	2,5	0,41
2008	727	24155,1	4759,8	71182,9	756183,9	0,044	1040,1	2,5	0,41

The edge density of patches in the group of forest and non-forest vegetation per unit area (ha) increased significantly due to its gradual expansion to different directions while the edges of areas have gradually become more complex. Similar development of edge density of patches is also evident for other groups of elements. In the study area for the last 20 years, the mean length of patches stabilized. The cause can be seen in a significant increase in the number of new small patches (forest and non-forest woody vegetation) and the disappearance of larger patches from the area (permanent grassland). Index of mean patch shape, which is characterized by complexity or regularity of their shapes, shows that all patches have an irregular shape while for the last 60 years this shape is maintained or is not changing. The same situation is in patches within individual groups of landscape elements. Since the area did not recorded new “foreign” types of patches with geometrically completely different shapes which would significantly undermine the finality, the same trend can be expected in the next years. The last landscape metrics that we evaluated was the number of mosaics (density) of patches. It refers to the horizontal division of the landscape and it is therefore an important structural characteristic. In the study area, the mosaics increased mainly due to vegetation succession, thus creating several new areas (patches) and also several large patches broke into smaller ones. We can say that in the past 60 years, the total fragmentation of the landscape has increased.

Discussion

Landscape pattern is constantly influenced by many factors and events that reflect to natural conditions and the degree of human impact. Spatial structure of the landscape (shape, distribution) provides specific characteristics by which we can characterize that part of the landscape. If we want to assess the structure of the landscape using the pattern as indicator, we must choose the relevant parameters of pattern.

The driving force of landscape changes are disturbance processes of more or less extent. Slight distortion causes the creation of several smaller patches and corridors which ultimately increase the heterogeneity of the landscape. Result of disturbances of significant size may be the dissolution of several landscape patterns and corridors and ultimately the absolute transformation of the landscape matrix.

The term structure refers to “the spatial distribution of energy, material and species in relation to the sizes, shapes, numbers, kinds and configuration of the ecosystems” (FORMAN, GODRON 1986). Landscape pattern respective structure is a complex product of many underlying processes. Structure defines a spatial framework for process manifestation and puts certain constraints on them. Landscape pattern and landscape process have a mutual impact (BARTEL 2000).

It is necessary for good understanding of the ecological consequences of changes in landscape pattern to describe the pattern with suitable indexes. However not all indexes are suitable (HULSHOFF 1995). Sometimes the indices do not give enough information on changes in the geographical position of the patches and several indices have to be considered in combination with other indices to get meaningful information.

Knowing the development of land use changes is necessary for the purpose of planning nature and landscape conservation to identify areas of their conflicts with economic use. Human factors (economic, social and political) have played the main role in the continuing development of the landscape structure (BLACK ET AL. 1998, NIKODEMUS ET AL. 2005, ŠPULEROVÁ 2008, MUCHOVÁ, PETROVIČ 2010). Area of the dry polder Beša is a landscape space consisting of different ecosystems (forests, natural meadows and grasslands, aquatic ecosystems, and agro-ecosystems). These ecosystems are characterized by high degree of biodiversity. Ecological stability of the landscape is hampered by human activity including artificial flooding of the polder at the time of extreme floods in the region of Východoslovenská Lowland. Other factors that negatively affect the ecological stability of the area are on one side intensive agricultural production (MICHAELI, HOFIERKA, IVANOVÁ 2010). On the other side, it is abandonment of agricultural land after 1989 which is reflected in landscape structure changes. We recorded a gradual overgrowing of meadows and grasslands by succession with tree species. These trends are typical especially for the former socialist countries of Central and Eastern Europe. Significant changes in landscape structure over the past 60 years, as a result of intensification of agriculture, can be seen also in other European countries. Many pastures and small fields, with many small biotopes of both linear and point elements have been aggregated into large fields without small biotopes (IHSE 1995, PALANG, MANDER, LUUD 1998, MALATINSZKY 2008, PENKSZA, MALATINSZKY 2004, OROSZI, KISS 2006, GERARD ET AL. 2010).

Analysis of the development of landscape structure can obtain statistical data about land cover which provide information about landscape macrostructure, but do not provide the correct idea about the current territorial composition of landscape elements. The intensity of anthropogenic pressure on the landscape mosaics has a significant impact on the landscape stability and biotic communities (LIPSKÝ 1995, MILLER, BROOKS, CROONQUIST 1997, ZAGYVAI 2008). We can conclude that landscape structure, expressed in land use and land cover, spatial arrangement, shape, size, quality and connectivity of patches, lines and small interactive elements, plays the main role in landscape dynamics.

Landscape changes accordingly in a somewhat different way, while at certain times man tries to steer and redirect the evolution by planned actions. Studying and monitoring all the interfering changes that occur in the landscape is impossible. Also the changes of one component seldom reflect the overall change of the landscape (ANTROP 1998). The main task of the polder is to catch the floodwater in flood emergency situations while the magnitude and frequency can not be estimated. Development of landscape structure and land use is somewhat limited by the given facts. For such specific areas is therefore necessary to develop the management actions.

Conclusions

Satellite imagery and GIS provided the information base, environment and analytical tools to visualize and quantify landscape structural changes simply and quickly (APAN, RAINE, PATERSON 2002). Observing the landscape structure is a suitable tool to obtain detailed analytical perspective to a specific territory with an emphasis on maintaining the stability of an ecologically sensitive area. The obtained data on changes of landscape structure can serve as a basis for land-planning documentation as a part of the landscape-ecological planning. They provide also basis for the evaluation of other landscape features (e.g. biotic significance territory, landscape heterogeneity).

Landscape ecological indices also showed that they are appropriate tools for assessing the trend of development of patch properties and prediction of their further development. Overall, the number of patches increases, their mean size decreases, mosaics of landscape increases as well as the total length of the patch perimeter which is mainly the result of vegetation succession. Other structural parameters of patches have not significantly changed over the last 60 years.

Based on the before mentioned facts as well as gained results, we do not understand the research of landscape changes of Beša polder only in the context of the analysis of its condition and structure (statistical-spatial analysis), but also as the study of its development evaluated through the properties of patches of individual groups of elements and their spatial distribution in different time horizons.

To ensure stability and reduce vulnerability of the landscape, management measures must be adopted, but first of all implemented. These measures should be focused on removing ruderal shrubs and trees and on regular mowing of meadows (eventually grazing). In case of more frequent flooding of the polder, there is a risk of spreading of invasive plants species and allochthonous shrubs and trees there.

Acknowledgements

The contribution was prepared within the grant project of the Ministry of Education of the Slovak Republic and the Slovak Academy of Sciences No. 2/0051/11 "Significance and ecosystem services of historical structures of agricultural landscapes" and KEGA GP No. 023UKF-4/2011 „Terrain geoecological research as a base for creating of education equipment."

References

- ANTROP, M. 1998. Landscape change: Plan or chaos? *Landscape and Urban Planning*, 41: 155–161
- APAN, A. A., RAINE, S. R., PATERSON, M. S. 2002. Mapping and analysis of changes in the riparian landscape structure of the Lockyer Valley catchment, Queensland, Australia. *Landscape and Urban Planning*, 59: 43–57
- BARTEL, A. 2000. Analysis of landscape pattern: towards a top down indicator for evaluation land-use. *Ecological Modelling*, 130: 87–94
- BLACK, A. E. ET AL. 1998. Land use history at multisple scales: implications for conservation planning. *Landscape and Urban Planning*, 41: 49–63
- FERANEC, J., OĽAHEĽ, J. 2001. *Land Cover of Slovakia*. Institute of Geography SAS, VEDA, Bratislava, 124 pp.
- FORMAN, R. T. T. 1995. *Land Mosaics: The ecology of landscape and regions*. New York: Cambridge university press, 632 pp.

- FORMAN R. T. T., GODRON, M. 1986. Landscape ecology. John Wiley & Sons, inc., New York, 619 pp.
- GERARD, F., PETIT, S., SMITH, G., THOMSON, A., BROWN, N., TUOMINEN, S., WADSWORTH, R., BUGÁR, G., HALADA, L., BEZÁK, P., BOLTIZIAR, M., DE BADTS, E., HALABUK, A., MOJSES, M., PETROVIČ, F., GREGOR, M., HAZEÚ, G., MÜCHER, C.A., WACHOWICZ, M., HUITU, H., KÖHLER, R., OLSCHOWSKY, K., ZIESE, H., KOLAŘ, J., ŠUSTERA, J., LUQUE, S., PINO, J., PONS, X., RODA, F., ROSCHER, M., FERANEC, J. 2010. Land cover change in Europe between 1950 and 2000 determined employing aerial photography. *Progress in Physical Geography*, 34: 183–205.
- HULSHOFF, R. M. 1995. Landscape indices describing a Dutch landscape. *Landscape Ecology*, 10(2): 101–111
- IHSE, M. 1995. Swedish agricultural landscape – pattern and changes during the last 50 years, studied by aerial photos. *Landscape and Urban Planning*, 31: 21–37
- KRÜMMEL, J. R., GARDNER, R. H., SIGIHARA, G., O'NEILL, R. V., COLEMAN, P. R. 1987. Landscape patterns in a disturbed environment. *Oikos*, 48: 321–324
- LI, H., REYNOLDS, J. 1995. On definition and quantification of heterogeneity. *Oikos*, 73: 280–284
- LIPSKÝ, Z. 1995. The changing face of the Czech rural landscape. *Landscape and Urban Planning*, 31: 39–45
- LIPSKÝ, Z., KALINOVÁ, T. 2001. Landscape structure changes in urbanized areas: case study from the Prague outskirts. *Ekológia (Bratislava)*, 20, Supplement 3: 110–117.
- MALATINSZKY, Á. 2008: Relationships between cultivation techniques, vegetation, pedology and erosion on extensively cultivated and abandoned agricultural areas in the Putnok Hills. *Acta Agronomica Hungarica* 56: 75–82.
- MALATINSZKY, Á., PENKSZA, K. 2004: Traditional sustainable land use towards preserving botanical values in the Putnok Hills (South Gömör, Hungary). *Ekológia (Bratislava)* 23: 205–212.
- MAZÚR, E., LUKNIŠ, M., 1980. Geomorphological structure. In: *Atlas SSR*. Bratislava, SAV, SÚGK: 54 – 55 (in Slovak)
- MCGARIGAL, K. 2002. Landscape pattern metrics. In: *Encyclopedia of Environmentrics*. Volume 2. El-Shaarawi A. H., W. W. Piegorsch, W., W. (Eds.). England: John Wiley & Sons, Sussex, 1135–1142.
- MCGARIGAL, K., MARKS, B., J. 1995. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland: U.S. department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 122 pp.
- MILLER, J. N., BROOKS, R. P., CROONQUIST, M. J. 1997. Effects of landscape pattern on biotic communities. *Landscape Ecology*, 12: 137–153
- MICHAELI, E., HOFIERKA, J., IVANOVÁ, M. 2010: Changes in the funktional-spatial landscape structure. The example of the paradynamic system on the fringes of Vihorlat mountains and the east Slovakian lowland in the area of Zemplínska Šírava water reservoir. *Développement durable des territoires: de la mobilisation des acteurs aux démarches participatives*. Sixième colloque franco-polonais. Press Universitaires Blaise Pascal, Clermont-Ferrand, Ceramac 28: 411 – 423. ISBN 978-2-84516-433-8, ISSN 1242-7780.
- MUCHOVÁ, Z., PETROVIČ, F. 2010. Changes in the landscape due to land consolidations. *Ekológia (Bratislava)*, 29: 140–157
- OROSZI, V. GY., KISS, T. 2006. Landuse changes on the floodplain of the river Maros since the XIX. century. *Tájökológiai Lapok (Hungarian Journal of Landscape Ecology)*, 4: 309–316
- PALANG, H., MANDER, Ü., LUUD, A. 1998. Landscape diversity changes in Estonia. *Landscape and Urban Planning*, 41: 163–169
- RUŽIČKA, M. 2000. Landscape-ecological planning – LANDEP I. (System approach in landscape ecology). *Biosféra*, Nitra, 120 pp. (in Slovak)
- SZABÓ, SZ., CSORBA, P. 2009. Possible methodology for the selection of landscape metrics. *Tájökológiai Lapok (Hungarian Journal of Landscape Ecology)*, 7: 141–153
- ŠPULEROVÁ, J. 2008. Land use changes in the Veselovianka river catchment in the Horná Orava region. *Ekológia (Bratislava)*, 27: 326–337
- TURNER, M. G. 1990. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. *Landscape Ecology*, 4: 21–30
- TURNER, M. G., CARPENTER, S. 1998. At last: a journal devoted to ecosystems. *Ecosystems*, 11: 1–4
- ZAGYVAL, G. 2008. Historical land use research on a study area of Cserhát Mountains. *Tájökológiai Lapok (Hungarian Journal of Landscape Ecology)*, 6: 127–144

TÁJMETRIA ALKALMAZÁSA AZ EGYKORI BEŠA ÁRTÉR
TÁJSZERKEZET-VÁLTOZÁSÁNAK ÉRTÉKELÉSÉRE

M. MOJSES¹, M. BOLTÍŽIAR^{1,2}

¹Institute of Landscape Ecology, Slovak Academy of Sciences Bratislava, Branch Nitra,
Akademická 2, P. O. BOX 22, 949 01 Nitra, email: matej.mojses@savba.sk, martin.boltiziar@savba.sk

²Department of Geography and Regional Development, Faculty of Natural Sciences,
Constantine the Philosopher University in Nitra, Tr. A. Hlinku 1, 949 74 Nitra, mboltiziar@ukf.sk

Kulcsszavak: tájmetria, felszínborítás változása, Beša árter, GIS, tájindex

Összefoglalás: A vizsgált területen, a Beša egykori árterületén a 18. század óta jelen lévő antropogén hatások jelentősen meghatározzák a tájat. Gyors tájszerkezeti változásokat tapasztalhatunk az urbanizáció és a mezőgazdaság kiteljesedésével. Cikkünk célja a tájszerkezet GIS-központú térképezése és vizsgálata a következő évek nyomán: 1770, 1827, 1949, 1988, 2003, 2008. A tájváltozó-csoportok egyéni szintű összehasonlításával jelentős különbségeket tapasztaltunk. Jelentős változásokat mutattunk ki az Erdei és nem erdőszült területek, illetve a Gyepterületek csoportokban, amelyek részaránya jelentősen fluktuál. Az 1827 utáni vízelvezetések hatására a vizes élőhelyek eredeti kiterjedésük kb. 10%-ára csökkentek. A többi tájváltozó vizsgálata a társadalom természetes fejlődését: a beépített terület és az úthálózat növekedését tükrözi. A terepi térképezés eredményeinek elemzése során a tájdinamikát és a tájszerkezet mennyiségi elemzését vizsgáló indexet használtunk. Eredményeink alapján összességében elmondható, hogy a növekvő foltszám, miközben az átlagos foltméret csökkent, növelte a foltdiverzitást és a teljes foltkerületet, amelynek fő oka az 1989 óta eltelt időszak természetes szukcessziós folyamata volt.

ÚJ IRÁNYVONALAK A GEODIVERZITÁS KUTATÁSÁBAN

ÖRSI Anna

MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Természetföldrajzi Osztály
1112 Budapest, Budaörsi út 45.
e-mail: orsipanka@mtafki.hu

Kulcsszavak: geodiverzitás, geomorfológia, biodiverzitás, pedodiverzitás, tájértékelés

Összefoglalás: A geodiverzitás legrövidebben kifejezve az élettelen környezeti tényezők sokfélesége. Ez alatt a kőzetek, ásványok, fossziliák, tájak, felszinformák, felszínalakító folyamatok, talajok és a vízrajzi elemek változatosságát értjük. Mivel a geodiverzitás-vizsgálat új kutatási terület, egyre több szerző kezd a témával foglalkozni. Ezzel párhuzamosan bővül a fogalom értelmezési köre, újabb és újabb kísérletek történnek a számszerűsítésére. A következőkben a geodiverzitás értelmezésének és kutatásának legfontosabb irányvonalait mutatjuk be. Az első vizsgálatok az adott területen megtalálható geológiai, geomorfológiai, hidrológiai elemeket össze-sítették. Más kutatók szerint nem leltárt kell készíteni a geodiverzitás területegységekben előforduló elemeiről, hanem elég a geodiverzitás azon értékeinek vizsgálatára koncentrálni, amelyek leginkább meghatározzák a tájat függetlenül azok gyakoriságától vagy térbeli eloszlásától. Kezdenek elterjedni újabb irányzatok is, melyek a geodiverzitás elemeit azok tudományos vagy idegenforgalmi jelentősége szerint értékelik, és azok veszélyeztetettségére, megőrzésének fontosságára is felhívják a figyelmet. Többen a geodiverzitásra, mint a biodiverzitás alapfeltételére tekintenek, és nem a geomorfológiai heterogenitásra, hanem az élővilág számára nyújtott feltételek változatosságára koncentrálnak.

Bevezetés

A diverzitás szó hallatán elsőként a biodiverzitás (az élővilág sokfélesége) jut az eszünkbe, pedig a geodiverzitás vele egyenrangú és elválaszthatatlan eleme a tájnak, egyik feltétele a biodiverzitás kialakulásának. A geodiverzitás legrövidebben kifejezve az élettelen környezeti tényezők sokfélesége, tehát a kőzetek, ásványok, fossziliák, tájak, felszinformák, felszínalakító folyamatok, talajok és vízrajzi elemek változatossága.

A geodiverzitás-vizsgálat nem igényel tudományos felfedezéseket, inkább egy új szemléletmód, amelynek szempontjai szerint a már meglevő ismereteinket rendszerez-zük, összesítjük. Elsősorban gyakorlatorientált megközelítés, amely az élettelen környe-zeti tényezőket, azok értékeit (és az azokat veszélyeztető tevékenységeket) veszi sorra, számszerűsíti őket, és ennek alapján tesznek javaslatot a terület további fejlesztésére, hasznosítására és védelmére. Ez napjainkban a környezetvédelem előtérbe kerülésével válik aktuálissá.

Mivel a geodiverzitás-vizsgálat új kutatási terület, rohamosan nő a témával foglalko-zó publikációk száma. Ezzel párhuzamosan bővül a fogalom értelmezési köre, újabb és újabb eljárásokat dolgoznak ki a számszerűsítésére. Ezekben újabban nem pusztán a táj változatosságának értékelése a cél, hanem gyakran gyakorlati: a természetvédelem meg-szervezése, az idegenforgalmi jelentőség meghatározása vagy a biodiverzitás becslése.

A következőkben a geodiverzitás értelmezésének és kutatásának legfontosabb irány-vonalait mutatjuk be.

A geodiverzitás-vizsgálatok kezdetei

A geodiverzitás szót DAUS argentin geográfus alkalmazta elsőként az 1940-es években, de akkor még nem terjedt el a szakirodalomban. A geodiverzitás akkori értelmében inkább földrajzi diverzitást jelentett, a tájak kulturális sokszínűségét, és nem az élettelen környezeti tényezők változatosságát, fejezte ki (SERRANO CANADAS és RUIZ-FLANO 2007).

A mai értelemben vett geodiverzitás fogalmát az 1990-es évek második felétől kezdtek el használni előbb a geológusok, majd a geomorfológusok az élettelen környezeti tényezők sokféleségének a kifejezésére. A fogalom az angolszász irodalomból (Ausztrália, Tasmánia, Nagy-Britannia, Egyesült Államok) származik. Ezek az országok Geodiverzitás Akcióterveket készítettek a geodiverzitás értékelésére, a védelem fő céljainak és feladatainak meghatározására. A témával foglalkozó első nagyobb lélegzetű munka GRAY (2004) nevéhez fűzhető. Munkájában a geodiverzitás elemeit, értékeit és az azokat veszélyeztető tényezőket gyűjti össze áttekintő jelleggel, és azokat a világ minden tájáról vett példákkal szemlélteti.

KOZLOWSKI (2004) geodiverzitás-atlaszt készített Lengyelországról, és elvégezte az ország geodiverzitásának regionális szintű értékelését. Úttörőnek tekinthető még a spanyol iskola, ahol elsőként tettek kísérletet a geodiverzitás számszerű kifejezésére.

Magyarországon eddig csak KEVEINÉ (2007, 2008) foglalkozott a témával. A fogalom értelmezésén túl megemlíti a külföldi kutatókat és vizsgálataik legfontosabb irányait, emellett a karsztos területek kiemelkedő geodiverzitását hangsúlyozza.

A fogalom legkorábbi értelmezése, azaz leltár a geodiverzitás elemeiről

A geodiverzitás fogalmát legszűkebben a geológusok értelmezik, szerintük a geodiverzitás kizárólag geológiai diverzitást, azaz a földtani tényezők változatosságát jelenti, egyéb tényezők már nem tartoznak bele (KEVEINÉ 2007).

Az előzőnél tágabb GRAY (2004) definíciója: a geodiverzitás az élettelen környezeti tényezők sokfélesége, azaz a geológiai (kőzetek, ásványok, fossziliák), geomorfológiai jellemzők (felszíni formák és felszínalakító folyamatok) és a talaj, továbbá ezen tényezők kapcsolatainak a változatossága.

KOZLOWSKI (2004) definíciója GRAY (2004)-től eltérően a geodiverzitás elemének tekint a felszíni vizeket, valamint a természeti folyamatokkal egyenrangúnak tartja az antropogén hatásra bekövetkezett változásokat.

CONWAY (2010) hangsúlyozza, hogy a kőzetek és a geológiai képződmények mellett a lazább üledékek is fontos részei a geodiverzitásnak. Szerinte a talaj egymagában is megtestesíti a geodiverzitást (pedodiverzitás), mivel egyrészt a különböző talajképző tényezők (alapközet, éghajlat, domborzat, növényzet, idő) kölcsönhatásaként alakul ki, másrészt tájmeghatározó szerepe is jelentős, hiszen a földhasználaton keresztül befolyásolja a tájképet is.

Az előzőeket SERRANO CANADAS és RUIZ-FLANO (2007) foglalta össze és egészítette ki: „A geodiverzitás az élettelen környezeti tényezők változatossága, beleértve a közettani, tektonikai, geomorfológiai, hidrológiai, topográfiai elemeket, a talajt, továbbá a földfelszínen valamint a tengerek, óceánok felszínén lejátszódó fizikai folyamatokat, a külső,

belső erők által működtetett természeti jelenségeket és az antropogén hatásra bekövetkező változásokat. A fogalom részecske, elem és területi szinten is értelmezhető.”

Kezdetben a szerzők geodiverzitásról alkotott felfogása csak abban különbözött, hogy az abiotikus környezeti tényezők közül melyeket vegyék számításba, csak a geológiai-geomorfológiai elemek változatosságát értékeljék, vagy a hidrológiai tényezőket, a talajt is bevonják-e a geodiverzitás fogalmába. Az első geodiverzitás-vizsgálatokat az adott területegységben megtalálható elemekről készített leltár jelentette.

A geodiverzitás számszerűsítésére SERRANO CANADAS és RUIZ-FLANO (2009) geodiverzitási indexet dolgoztak ki Spanyolországban. Az indexet geomorfológiai alapon elkülönített területi egységekre számították ki. A képlet a geológiai elemek, a felszínformák, a felszínalakító folyamatok, a hidrológiai elemek és a talaj sokféleségét veti össze a lejtéviszonyokkal és az egységek területével. A vizsgálat során az egységekben található élettelen környezeti tényezőkről készítettek leltárt. Az egységek geodiverzitás-indexeinek kiszámítása az alábbi képlet segítségével történt:

$$Gd = \frac{E_g \times R}{\ln S}$$

ahol

Gd = geodiverzitási index,

E_g = a geodiverzitás elemeinek a száma,

R = roughness

S = az egység felszínének a területe.

Az E_g érték meghatározása úgy történt, hogy összeszámolták, hányféle elemet (közet, földtani szerkezet, szerkezetmorfológia, eróziós és akkumulációs felszínformák, említésre méltó antropogén és mikroformák, hidrológia, talaj) gyűjtöttek össze az egyes területi egységekben. Minden elem egynek számít, függetlenül attól, hogy hány darab van belőlük a területegységekben. A topográfiai viszonyokat és az éghajlati tényezők változatosságát a roughness fejezi ki, amely szó szerinti fordításban érdekességet jelent, a spanyol szerzők értelmezésében azonban a terület lejtéviszonyait fejezi ki (talán szerencsésebb lett volna slope index-nek nevezni). Értékét a lejtőszög pontozásával kapták meg, ettől függ ugyanis az anyag- és az energiaáramlás, azaz a lejtőn lejátszódó folyamatok intenzitása.

A geodiverzitási indexet korábban egy бүккi mintaterületre határoztuk meg (Őrsi 2010). Mi is ugyanarra a következtetésre jutottunk, amire a spanyol szerzők is felhívták a figyelmet: a képlet túl nagy súllyal veszi számításba a területi egységek nagyságát.

A problémát HJORT és LUOTO (2010) a geodiverzitás raszteres elven történő értékelésével küszöbölte ki. Észak-finnországi mintaterületüket 500 m × 500 m-es egységekre osztották fel, melyekben a geodiverzitást négyféle mutatóval fejezték ki. A vizsgálat során a területi egységekben jelen levő geológiai, geomorfológiai és hidrológiai tényezőket vették számba. A teljes geodiverzitás (total geodiversity) értékét a területi egységekben jelen levő kőzetek, felszínformák és hidrológiai elemek összegzésével kapták. Az egyes területi egységekben megtalálható felszínformákat a kialakulásukban szerepet játszó (külső) erők szerint osztályozták és ezen erők száma adta geomorfológiai folyamat diverzitás

(geomorphological process diversity) értékét. Az egységeket aszerint is osztályozták, hogy a földtörténet mely szakaszaiban zajlottak ott felszínalakító folyamatok (temporal diversity). Végül pedig a SERRANO CANADAS és RUIZ-FLANO-féle, korábban ismertetett geodiverzitási indexet számították ki.

Arra is választ kerestek, hogy a teljes geodiverzitás értéke milyen domborzatmodellből levezetett mutatótól függ a legjobban. A számításokat a Spearman féle rang-korreláció alkalmazásával végezték el. Egyik mutató se korrelált erősen a geodiverzitással, annak ellenére, hogy láthatólag a meredekebb részeken nagyobb a geodiverzitás.

XAVIER DA SILVA (2004) szintén kidolgozott egy geodiverzitás-indexet és azt egy brazil tengerparti területen alkalmazta. A vizsgálat alapegységeit a felszínformák képezték. Tematikus térképet készített külön-külön a magasságról, a lejtőszögről, a felszíni litológiáról, a talajokról, a növényborításról, a földhasználatról és a szomszédsági viszonyokról (proximity). Utána összeszámolta, hogy az egyes felszínformák területére minden egyes tematikus térképről hány osztályköz esik, így kapta a nyolc Specifikus Diverzitás Indexet, melyek összege lett az Összetett Diverzitás Index. Utóbbit a felszínformák összterületből való részesedésével is súlyozta és megkapta a Súlyozott Összetett Diverzitási Indexet. Mindegyik index alapján rangsort készített a felszínformákról.

ZHANG (2003) kutatócsoportja Hajnan szigetén a geodiverzitás elemei közül a talajt kiemelve, annak változatosságát értékelte. A vizsgálatához a biodiverzitás érékeléséhez elfogadott mutatókat használt, melyeket a felszínformák területére számolt ki. Az adott egységben jelen levő talajtípusok száma és relatív gyakorisága alapján is Shannon-féle diverzitási indexet, Pielou-féle egyenletesség indexet számított ki.

A geodiverzitás értékei

A geodiverzitás társadalmi szempontból értékes. A geodiverzitás kulturális értékeit a néphagyományok (a felszínformák keletkezését magyarázó népmondák), a geodiverzitás elemeihez kapcsolódó régészeti leletek, vallási értékek (szent hegyek) jelentik. Az esztétikai értékek különböző léptékű felszíni formák vizuális megjelenésével, szépségével függenek össze, erre sokféle tevékenység épül, melyek a terület további hasznosítását segítik elő, például geoturizmus, sportok és szabadidős tevékenységek. A geodiverzitás gazdasági értékeit a megújuló és nem megújuló energiahordozók, ásványkincsek, építőanyagok, drágakövek és a fossziliák képviselik. Ezek ex situ, azaz eredeti helyükről eltávolítva, kitermelve kerülnek felhasználásra. A kőzetek, a felszínformák és a talajok fontos szerepet játszanak a fizikai és a biológiai folyamatokban, ezek jelentik a funkcionális értékeket. Egyrészt az emberi társadalmak számára hasznosak, ezek lehetnek in situ (helyben, az ún. használati funkciók) fontosak, például a talaj a mezőgazdasági termelés alapfeltétele, másrészt anyagot és élőhelyet biztosítanak fizikai és biológiai rendszerek működéséhez (ún. geo- és ökoszisztéma funkciók). A felszínen kibukkanó kőzetekből képződményekből és a furatokból a geológusok évszázadokon át tartó hatalmas munka során kikövetkeztették, hogyan változott a Föld kialakulása óta. A geodiverziás elemei segítik a tudományos kutatást és szemléltetik az oktatás során átadott ismeretanyagot (GRAY 2004).

Egy másik nézőpont szerint nem listát kell készíteni a területen előforduló geológiai, geomorfológiai, stb. elemekről, hanem elég a geodiverzitás azon értékeinek vizsgálatára

koncentrálni, amelyek leginkább meghatározzák a tájat függetlenül azok gyakoriságától, vagy térbeli eloszlásától. Az elemzés történhet egy adott terület egység felszíninformáinak változatosságát, összetettségét vizsgálva (belső geodiverzitás), vagy a területet más tájakhoz hasonlítva. A becslés léptéke lehet globális, regionális és lokális is. PANIZZA (2009) a Dolomitok geodiverzitásának értékelését végezte el a fenti szemléletmód alapján.

RUBAN (2010) szerint a geosite-ok 21 féle szempontból (rétegtani, paleontológiai, ásványtani stb.) képviselhetnek tudományos értéket. A legtöbb geosite komplex, azaz több szempontból is jelentős. A geodiverzitás a geosite-ok változatosságának a számszerű kifejezése, amelynek meghatározásához mutatók sorozatát kell létrehozni. A geodiverzitás értékét háromféleképpen számítja ki: az első értelmezésben a geodiverzitás az adott területen jelen levő geosite-fajták összessége, azaz azoknak a szempontoknak az összege, ahányféle szempontból említésre méltóak az adott területen jelen levő geosite-ok. A második megközelítésben azt is számításba veszi, hogy a geosite-ok a különböző szempontokból mennyire (globális, regionális, országos, helyi szinten) jelentősek. Ezeket lineáris és logaritmikus skálán is lehet pontozni, a szerző a logaritmikus skálát javasolja, ugyanis szerinte ezzel jobban kifejezhető a terület idegenforgalmi vonzereje. A geodiverzitás értékének harmadik kiszámítási módja arra utal, hogy a terület összes geosite-jainak hány százaléka komplex, azaz egyszerre több szempontból is jelentős.

A geodiverzitás mellett RUBAN (2010) két újabb kifejezést is bevezet a szakirodalomba. A *geoabundance* az egyszerűbb, értéke az adott terület geosite-jainak a száma. Ez a jelentőségükkel súlyozva is számításba vehető. A *georichness* kiszámítása utóbbinál bonyolultabb: annak az összege, hogy az egyes jelentőségek hány geosite-ra jellemzők. Ekkor a komplex geosite-okat többször is beleszámítják. Az utóbbit szokás a rangsorszámokkal szorozva is alkalmazni. A relatív geodiverzitás értéke pedig azt mutatja meg, hogy a korábban említett szempontokból hány van jelen, ezt a rangsorszámok számításba vételével is meg lehet határozni.

A geodiverzitás veszélyeztetettsége

A geodiverzitás sokféle értéket képvisel, de számos antropogén tevékenység ezeket veszélyezteti. Hatásuk függ az érintett tényező érzékenységtől és a folyamat mértékétől, stabilitásától. A geodiverzitást veszélyeztető tényezők többféleképpen osztályozhatók: okozhatnak olyan változásokat, melyek visszafordíthatatlanok (irreverzibilisek), a kisebb beavatkozások következményei visszafordíthatók, a természet ekkor még képes reprodukálni az eredeti állapotot (a kotrás utáni újbóli feltöltődés). A beavatkozás hatására eltűnhet, degradálódhat, vagy szennyeződhet valamely tájelem, megjelenésük megváltozhat, természetes folyamatok szűnhetnek meg. A geodiverzitást veszélyezteteti többek között a bányászat, a hulladéklerakás, az urbanizáció és a vele járó építkezések, a vízrendezés, a mezőgazdaság, az erdőgazdálkodás, a turizmus, a nem megfelelő földhasználat és az éghajlatváltozás (gleccserek visszahúzódása) (GRAY 2004, SERRANO CANADAS és RUIZ-FLANO 2009).

„A geodiverzitás megőrzéséhez holisztikus szemléletű megközelítés és intézkedés szükséges, ami a földi erőforrások, a geodiverzitás, illetve azok fenntartható kezelésének és fejlődésének az integrálását jelenti” (KEVEINÉ 2007). A nemzetközi szakirodalom a „*geoconservation*” szót használja a geodiverzitás-értékek védelmének a kifejezésére. Ez

magyarul a földtani értékek megőrzésére fordítható, viszont így veszít az eredeti jelentéséből, (mert a geodiverzitást nemcsak a földtani értékek jelentik) ezért KEVEINÉ B. I. (2008) az idegenen hangzó geokonzerválást vezette be a magyar szakirodalomba. Ez sem tökéletes, a konzerválás statikus, a jelenlegi állapot változatlanul történő megőrzését sugallja, pedig a definíció megengedi a folyamatok természetes viszonyok között jellemző működését. A szót egyszerűen a geodiverzitás védelmének lehetne fordítani.

Született néhány publikáció, ilyen szemlélet szerint is. KEVEINÉ (2007, 2008) a karsztos területek geodiverzitásának sérülékenységet mutatja be. KIERMAN (2010) a Mekong-delta példáján hívja fel a figyelmet a geodiverzitás értékeire és veszélyeztetettségére.

RUBAN (2010) a geodiverzitás számszerűsítése mellett a geodiverzitás csökkenését is számokkal törekedett kifejezni. Itt azonban azt is figyelembe kell venni, hogy sok érték nyom nélkül eltűnt, ezért az a megközelítés, hogy a jelenlegi geodiverzitást a kiindulási állapothoz kell hasonlítani, nem a legpontosabb, mivel nem tudhatjuk pontosan, hogy milyen volt a kezdeti állapot. Másrészt azzal is számolnunk kell, hogy egyes értékek eltűnésével újabb értékek bukkanhatnak fel. Az is előfordul, hogy az adott érték nem tűnik el teljesen, csak degradálódik, azaz jelentősége csökken.

A geodiverzitás mint a biodiverzitás alapfeltétele

A geodiverzitás nemcsak önmagában fontos, hanem azért is, mert az élőhelyek kialakulásában meghatározó a geo-tényezők szerepe, azaz a geodiverzitás tartja fenn az ökoszisztémákat és ezzel a biodiverzitást is. Az élettelen környezetben bekövetkező változásokra az élővilág is reagál valamilyen formában. Ha a körülmények kedvezőtlen irányba módosulnak, a populációk minőségi és mennyiségi jellemzői is romlani fognak.

A talaj az élő és élettelen világ közötti kapcsolatot biztosítja. Összetételét elsősorban a talajképző kőzet határozza meg, az ebből származó ásványi anyagokat veszik fel a növények (melyek elterjedését a talajtípus is befolyásolja). A domborzat változatossága az élőhelytípusok sokaságát biztosítja, erre a legtipikusabb példa a hegyvidékekre jellemző magassági övezetesség. A bio- és a geo-rendszerek kapcsolatát SANTUCCI (2003) vizsgálta a jelenben, illetve földtörténeti múltban, a mikroszkopikustól kezdve a globális szintig.

PARKS és MULLIGAN (2010) a geodiverzitás fogalmát nem a geomorfológiában megszokott módon értelmezi. Szerintük a geodiverzitás azt fejezi ki, hogy a környezet mennyi erőforrást – energiát, vizet, teret és tápanyagokat – biztosít az élővilág számára, és ezek mennyisége, térbeli és időbeli eloszlása alapján a biodiverzitás becslésére tesznek kísérletet. A geodiverzitás itt az éghajlat, a topográfiai, a geológiai és a hidrológiai viszonyok változatosságát jelenti. Az éghajlattól függ a csapadék mennyisége, időbeli eloszlása, így a víz hozzáférhetősége. A napsugárzás energiát biztosít, a viharok fákát dönthetnek ki, helyükön lék (gap) keletkezik, mely a környezetéhez képest eltérő feltételeket biztosít, így növeli a diverzitást. A szén és nitrogén-ciklus sebessége pedig a talaj tápanyagtartalmát befolyásolja. A domborzat meghatározza a hidrológiai viszonyokat, irányítja a vizek áramlását, befolyásolja az adott területre jutó napsugárzás mennyiségét (lejtőszög, kitettség, árnyékolás) és hatással van a kialakuló talajra is. A geológia közvetlenül a felszín alatti vizek áramlását és a talaj összetételét határozza meg, közvetett hatásai pedig a domborzaton keresztül érvényesülnek. A hidrológiai viszonyok szerepe közvetlenül a tápanyagok szállításában jelentős, közvetve pedig szintén a domborzaton keresztül érvényesül.

A fenti szempontok alapján kiszámított geodiverzitási indexet az emlősök, a madarak és a kételtű fajok eloszlásáról készített térképekkel hasonlították össze, leginkább a madarak fajgazdagság-térképe hasonlít a geodiverzitási indexre.

Mellettük még több kutató is a biodiverzitás és a geodiverzitás közti kapcsolatot próbálja igazolni (MÜLLER 2004, JARVIS 2005, DUFOUR et al. 2006, JACKOVÁ–ROMPORTL 2008). Első lépésben annak meghatározására törekednek, hogy az élettelen környezet mely tényezői vannak a legszorosabb kapcsolatban az élővilág változatosságával. A kutatások hosszabb távú célja, hogy a felárt összefüggések segítségével meghatározhassák a potenciális fajgazdagságot az élettelen tényezők alapján a biodiverzitás monitorozásának a kiiktatásával.

JARVIS (2005) doktori disszertációjában az élettelen környezet változatosságának a fafajok diverzitásával való kapcsolatát kereste trópusi esőerdők területén. Ehhez az abiotikus környezeti változatosságát 15 különböző mutatóval fejezte ki (például kitettség, lejtőszög, görbület, gerincektől és völgyektől mért relatív távolság, talajnedvesség). Ezek mindegyikét a domborzatmodellből vezette le. Először külön-külön mindegyik mutatóról elkészítette a diverzitási térképet a Simpson-féle diverzitási index alapján, majd végül ezeket összegezte.

Ezekben a kutatásokban nem a geodiverzitás kifejezést használják, helyette a habitatok geomorfológiai heterogenitásáról (MÜLLER 2004), vagy a környezeti heterogenitásról (JARVIS 2005) beszélnek. Ennek ellenére az abiotikus környezet változatosságát megragadó mutatóik segítséget jelenthetnek a geodiverzitást értékelő módszerek további fejlesztéséhez.

Összegzés

A legkorábbi geodiverzitásról szóló publikációk általános jellegűek voltak: a fogalom magyarázatára koncentráltak és nem konkrét mintaterületek geodiverzitását mutatták be. Hamarosan megjelentek az első mintaterületek értékelésére irányuló vizsgálatok is, melyek vagy leíró jellegűek voltak, vagy az adott területen megtalálható geológiai, geomorfológiai, hidrológiai elemek változatosságát kísérelték meg számszerűsíteni. A geodiverzitási indexeket eleinte geomorfológiai alapon elkülönített egységekre számították ki. Itt felmerült az a probléma, hogy a területi egységek mérete befolyásolta az eredményeket. Ennek kiküszöbölésére a geodiverzitás raszteres elven történő értékelését is bevezették. Kezdenek elterjedni újabb irányzatok is, melyek a geodiverzitás elemeit azok tudományos vagy idegenforgalmi jelentősége szerint pontozzák, vagy a geodiverzitásra, mint a biodiverzitás alapfeltételére tekintenek és nem a geomorfológiai heterogenitásra, hanem az élővilág számára nyújtott feltételek változatosságára koncentrálnak.

Irodalom

- CONWAY J. S. 2010: A soil trail? A case study from Anglesey, Wales, UK. *Geoheritage* 2: 15–24.
- DUFOUR A., GADALLAH F., WAGNER H. H., GUISAN A., BUTTLER A. 2006: Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape: effects of variability and spatial configuration. *Ecography* 29: 537–584.
- GRAY M. 2004: *Geodiversity. Valuing and conserving abiotic nature*. John Wiley&Son, Chichester.

- HJORT J., LUOTO, M. 2010: Geodiversity of high-latitude landscapes in Northern Finland. *Geomorphology* 115: 109–116.
- JACKOVÁ K., ROMPORTL D. 2008: The relationship between geodiversity and habitat richness in Sumava National Park and Krivoklátsko Pla (Czech Republic): A quantitative analysis approach. *Journal of Landscape Ecology* 1: 23–39.
- JARVIS A. J. 2005: Terrain controls on the distribution of tree species diversity and structure in tropical lowland and montane forest. King's College, London.
- KEVEINÉ B. I. 2007: Geodiverzitás a karsztokon. In: VERESS M. (szerk.): *Karsztfejlődés XII: BDF Természeti Földrajzi Tanszék, Szombathely*, pp. 215–223.
- KEVEINÉ B. I. 2008: Geodiverzitás és tájdiverzitás. *Földrajzi Közlemények* 132: 431–439.
- KIERNAN K. 2010: Human impacts on geodiversity and associated natural values of Bedrock Hills in the Mekong Delta. *Geoheritage* 2: 101–122.
- KOZŁOWSKI S. 2004: Geodiversity: The concept and scope of Geodiversity. *Przegląd Geologiczny* 52: 833–837.
- MÜLLER C., BERGER G., GLEMNITZ M. 2004: Quantifying geomorphological heterogeneity to assess species diversity of set-aside arable land. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104: 587–594.
- ÖRSI A. 2010: Geodiverzitás-vizsgálat egy nyugat-bükki mintaterületen. In: KERÉSZ Á. (szerk.): *Tájökológiai Kutatások 2010: MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest*, pp. 201–207.
- PANIZZA M. 2009: The geomorphodiversity of the Dolomites (Italy): A key of geoheritage assessment. *Geoheritage* 1: 33–42.
- PARKS K., MULLIGAN M. 2010: On the relationship between a resource based measure of geodiversity and broad scale biodiversity patterns. *Biodiversity Conservation* 19: 2751–2766.
- RUBAN D. A. 2010: Quantification of geodiversity and its loss. *Proceedings of the Geologists' Association* 121: 326–333.
- SANTUCCI V. L. 2005: Historical perspectives on Biodiversity and Geodiversity. *The George Wright Forum* 22(3): 29–34.
- SERRANO CANADAS E., RUIZ-FLANO P. 2007: Geodiversity: A theoretical and applied concept. *Geographica Helvetica* 62: 2–8.
- SERRANO CANADAS E., RUIZ-FLANO, P, ARROYO P. 2009. Geodiversity assessment in a rural landscape: Tiermes-Caracena area (Soria). *Mem. Descr. Carta Geol. d'It.* pp. 171–178.
- XAVIER DA SILVA J. 2004. Geodiversity: some simple geoprocessing indicators to support environmental biodiversity studies. <http://www.directionsmag.com/articles/geodiversity-some-simple-geoprocessing-indicators-to-support-environmental-123803>. 2011.
- ZHANG, X., CHEN, J., ZHANG, G., TAN, M., IBÁÑEZ, J. J. 2003: Pedodiversity analysis in Hainan Island. *Journal of Geographical Sciences* 31: 181–18.

NEW TRENDS IN GEODIVERSITY STUDIES

A. ÖRSI

Geographical Research Institute, Hungarian Academy of Sciences
H-1112 Budapest, Budaörsi út 45. e-mail: orsipanka@mtatki.hu

Keywords: geodiversity, geomorphology, biodiversity, pedodiversity, landscape evaluation

Geodiversity is understood as the diversity of the abiotic nature. It expresses the variety of rocks, minerals, fossils, locations, landforms, processes, soils and elements of drainage. Geodiversity assessment is a new research topic. The number of publications concerning geodiversity is growing fast. New experiences are being carried out to quantify geodiversity. The new trends of assessing geodiversity are presented in this paper. The first approaches summarized the geologic, geomorphologic and hydrologic elements found in a certain area. Another method focuses on examining the values of geodiversity which play an important role in determining the area independently from their distribution and frequency, instead of making a list about all of the elements found. Some studies evaluate the scientific or touristic values of geodiversity, their threats and possible ways of conservation. Other studies regard geodiversity not as geomorphological heterogeneity, but as the premise of biodiversity and focus on the variety of the conditions of life.

BOTANIKAI, TERMÉSZETVÉDELMI ÉS GYEPGAZDÁLKODÁSI VIZSGÁLATOK BALATON-FELVIDÉKI SZARVASMARHA-LEGELŐKÖN

SZABÓ Gábor¹, ZIMMERMANN Zita¹, BARTHA Sándor², SZENTES Szilárd³,
SUTYINSZKI Zsuzsanna¹, PENKSZA Károly¹

¹SZIE KTI Természetvédelmi és Tájökológiai Tanszék, Gödöllő

²MTA ÖBK, Funkcionális Ökológiai Osztály, Vácrátót

³SZIE MKK Növénytermesztési Intézet, Gyeptudományi Osztály, Gödöllő

Kulcsszavak: legeltetés, mikrocönológiai vizsgálatok, florális diverzitás, takarmányérték

Összefoglalás: Vizsgálatunkban két, a Káli-medencében található mintaterület (Badacsonytördemic és Balatoncsicsó) szarvasmarha-legelőit hasonlítottuk össze botanikai és gyeptudományi szempontok alapján. A két mintaterület főbb jellemzőiben hasonló (társulástípus, talaj, mikrodomborzat, stb.), azonban hasznosításuk eltér egymástól: Badacsonytördemicen magyar szürkemaráhával, Balatoncsicsón pedig holstein-fríz tejelő máráhával végzik a legeltetést. A két mintaterület mikrocönológiai felvételezési adataiból becsült fajdiverzitást és a florális diverzitás maximumokat vizsgálva kitűnik, hogy a balatoncsicsói mintaterületen talált fajkombinációs gyakoriságok mindenhol kisebbek voltak, mint a badacsonytördemici mintaterület hasonló értékei. Az összes faj bevonva az elemzésekbe és a faj-terület összefüggést vizsgálva nem látszik lényeges különbség a két mintaterület között. Az együttélés jellemző térbeli léptékeinek a tekintetében sem tapasztaltunk különbséget. A takarmányozás szempontjából értéktelen és közepesen értékes fajok a növényi biotassza összes mennyiségéhez képest kis mennyiségben fordultak elő mindkét területen, illetve a legeltetés indikátoraként a *Trifolium*-fajok nagy arányban voltak jelen.

Bevezetés

A mezőgazdaság különösen érintett a biodiverzitás megőrzésében, mivel ez az élőhelyeket leginkább befolyásoló termelési ágazat (LANG 1997). Különösen fontos ez hazánkban, mert az ország területének nagy része mezőgazdasági művelés alatt áll, ebből a gyeptudományi ágba tartozó területek nagysága 1,1 millió ha. Ezen füves területek 70%-a alacsony produktivitású, mivel a gyepek elsősorban olyan területeken maradtak meg, amelyek egyéb művelésre nem voltak alkalmasak. Ebből következően viszont jobb természetességi állapotban vannak, mint az intenzíven művelt mezőgazdasági területek, és természetvédelmi szempontból potenciálisan értékesek lehetnek (BÉRI et al. 2004).

A gyepek megfelelő, természetvédelmi szempontú kezelésének megtervezéséhez ismerni kell a gyeptudományi jellemzőit, természetvédelmi értékeit, természetességét (MARGÓCZI 2001). A növényzetet a környezeti hatások (kezelés) változásaira szerkezetének megváltoztatásával reagál. Ezt a reakciót úgy tudjuk leginkább értékelni, ha minél részletesebb ismeretekkel rendelkezünk a növényzet szerkezetéről. Ezen ismeretek szükségesek a megalapozott természetvédelmi kezelések, restaurációs tevékenységek tervezéséhez is (BARTHA 2008).

A megfelelő kezelési módot az extenzív gazdálkodási formák, alapvetően a legeltetés és a kaszálás jelentik, melyek tekintetében rendkívül fontos az ésszerű és jól átgondolt terhelés alkalmazása (vö. CATORCI et al. 2006, 2007a, 2007b, 2009, 2011, STAMPFLI és ZEITER 1999, ILMARINEN 2009, WILLEMS 1983, TÖRÖK et al. 2009, 2010, TÓTH et al. 2003, BAKKER et al. 1996, NOBLE és GITAY 1996, ROBERTS 1996, CAMPBELL et al. 1999, KLEYER 1999, PAUSAS 1999).

A védett területek legeltetésében az őshonos fajták fontos szerephez jutnak (GENCSI 2005). MIHÓK (2005) szerint a változatos, alacsony termőképességű gyepterületek csak a hazai természetföldrajzi viszonyokhoz alkalmazkodott őshonos háziállatfajtákkal hasznosíthatók ésszerűen.

A legeltetés esetén a gyepek és a haszonállatok kölcsönösen hatnak egymásra. A legelő takarmányt és életeret jelent a legelő állatok számára (MUCSI 2003). Az állat szelektíven fogyasztja a gyepek növényeit, tapossa és trágyázza a gyepeket (BÉRI et al. 2004). A legelés befolyásolja a gyepek fajösszetételét, a taposás hatással van az aljfű:szálfű arányra, a gyomok elterjedésére és a pillangósok mennyiségére (NYÁRAI HORVÁT et al. 2005).

A legelők növényzetének vizsgálata során fontos, különösen gazdasági szempontból jelentős a pázsitfűvek és a pillangós fajok mennyisége, mert az itt fejlődött állatok legértékesebb takarmányát első sorban ezen fajok adják (KOTA et al. 1993, VINCZEFFY 1993, 1998, BARCSÁK és KERTÉSZ 1986, NAGY 1993, SZEMÁN 1994/95, 1997, 2003a).

A mikroökológiai vizsgálatokkal a gyepek természetességi, illetve degradáltsági állapotát kívánjuk detektálni a finomléptékű mintázatok alapján, a términtázati szerveződést leíró karakterisztikus függvények segítségével (JUHÁSZ-NAGY és PODANI 1983, VIRÁGH et al. 2006). A transzszekt mintavétel részletes adatokkal szolgál a növényzet állapotáról, ugyanakkor viszonylag gyorsan megvalósítható és elhanyagolható zavarással jár (BARTHA et al. 2004, BARTHA 2007). A korábbi tapasztalatok szerint (BARTHA et al. 2004, BARTHA 2007) a 26 m hosszú transzszekt mentén, a megvizsgált 520 db mikrokvadrátban feljegyzett jelenlétek száma igen pontosan becsli a fajok gyakoriságát és a kapott érték jól korrelál a fajok borításával.

Anyag és módszer

A mintavételi területek a Balaton-felvidéki Nemzeti Park területén található Badacsonytördemic és Balatoncsicsó települések mellett helyezkednek el. Badacsonytördemicen egy 40 ha-os területet jelöltünk ki, amelyen 118 szürkemarhát tartanak, ami 3,1 számossal/ha terhelésnek felel meg. A legelőkön szabad legeltetést alkalmaznak. A hasznosított részeket *Agrostio-Deschampsietum caespitosae* Újvárosi 1947 társulás uralta, az utak melletti taposott részeket kivéve, ahol *Lolio-Cynodontetum dactylidi* Jarolímek et al. 1997 volt jellemző. A terület korábbi hasznosítási formája is legelő, illetve kaszáló volt.

A második, balatoncsicsói mintaterület 25 ha kiterjedésű, és szintén az *Agrostio-Deschampsietum caespitosae* Újvárosi 1947 társulásba sorolható. A területet korábban is legelőként használták. Rajta 50 holstein-fríz tejelő szarvasmarhát tartanak, a legeltetési nyomás ennek megfelelően az előző mintaterületnél tapasztaltakhoz hasonlóan adódott.

A felvételezést 26 m hosszú lineáris transzszekttek segítségével végeztük, ezen belül 5×5 cm-es mikrokvadrátokban kerültek feljegyzésre az ott gyökerező növényfajok. A felvételezés 2010 májusában történt.

A balatoncsicsói területről 6 transzszektet, a badacsonytördemici területéről 4 transzszektet mintavételeztünk. Mivel a mikroökológiai vizsgálattal a kétféle szarvasmarha legelésére a gyepekben fellépő esetleges különbségekre voltunk kíváncsiak, ezért más – ebből a szempontból zavaró – faktorokat igyekeztünk kiküszöbölni. Így mindkét te-

területen elkerültük a mélyebben fekvő vizenyősebb részeket. Emiatt történt, hogy a badacsonytördemici területen csak 4 olyan transzszektet sikerült találni, ami elegendően homogénnek bizonyult és mentes volt a vízborítás szélsőséges hatásaitól.

Minden térsorozati lépésnél ún. teljes mintavételt végeztünk, azaz az alaptranszszektből az összes lehetséges pozícióból vettünk mintákat, megengedve az átfedéseket is (JUHÁSZ-NAGY és PODANI 1983, BARTHA és KERTÉSZ 1998).

A JNP-modellek közül a fajkombinációk diverzitását leíró florális diverzitás függvényt használtuk. A florális diverzitást minden egyes állományra kiszámoltuk a mintavételi egység hosszának a függvényében. A florális diverzitás (FD) egy, a fajkombinációk gyakorisági eloszlását jellemző Shannon entrópia becslés. A florális diverzitás nem csak az együtt előforduló fajok számát adja meg, hanem előnye, hogy fajkombinációkat is megkülönböztet. A fajkészletből azokat a fajokat vettük csak figyelembe, amelyeknek a gyakorisága meghaladta a 20 előfordulást a transzszekten. Mivel az együttélések sokfélesége függ a fajok számától is (hiszen több faj elvileg többféle módon képes kombinálódni), ezért a florális diverzitás értékeket állandó fajszám mellett is megvizsgáltuk. Ekkor mindkét területen, minden transzszekt adataiból ugyanannyi fajt, a 10 leggyakoribbat vontuk be az analízisekbe.

A florális diverzitáson kívül még a faj-area görbét (ARRHENIUS 1921) és a fajsűrűséget (fajdenzitást) használtuk a vegetáció állományon belüli térbeli szerveződésének a jellemzésére. A fajdenzitást csak egy, a legkisebb kvadrátméter adatain vizsgáljuk, míg a fajkombinációk gyakoriságának elemzésénél növekvő kvadrátméretekkal dolgozunk, és csak azt az értéket ábrázoljuk, ahol a maximumát vette fel a függvény. A faj-terület összefüggés a fajdenzitás vizsgálat kiterjesztésének tekinthető, amikor a mikrokvadrátmérethez tartozó átlagos fajszámot nem egy, hanem sokféle, növekvő területű mintavételi egységben is becsüljük (BARTHA és ITTÉS 2001).

Mivel sok transzszekt adatait szerettük volna összehasonlítani - az ábrázolást és az eredmények áttekintését megkönnyítendő - egy transzszektből a rá vonatkozó térsorozati görbének csak a maximum értékét (ún. karakterisztikus maximum), illetve az ahhoz tartozó térbeli léptéket (karakterisztikus skálapont, ún. maximum skála) ábrázoltuk.

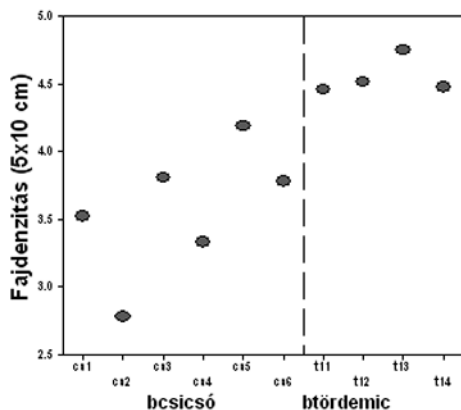
A gyeppen előforduló növényfajok takarmányozási értékének meghatározására KLAPP et al. (1953) 10 fokozatú skáláját alkalmaztuk, amelyben a legértékesebb fajok 8-as értékszámot kaptak, az értéktelenek, vagy az állatok által nem legelték 0-át, a mérgezők -1-et. Az egyes területek takarmányértékek szerinti összehasonlítása során azt vizsgáltuk, hogy az egyes fajok az adott lineán belül hány mikrokvadrátban fordulnak elő. Ezeket az előfordulási gyakoriságokat összeadtuk, amely összegekkel sikerült mennyiségileg jellemeznünk az egyes takarmányérték-kategóriák megoszlását.

Eredmények

A mikrocönológiai eredmények értékelése

Bár a **fajdenzitás** tekintetében az abszolút értékekben való különbségek kicsik, a fajsűrűség egyértelműen nagyobb volt a szürkemarhával legeltetett badacsonytördemici területen. A fajdenzitás a balatoncsicsói területen erősen fluktuált, ennek oka további vizsgálatokat igényel. A badacsonytördemici szürkemarhalegelőn viszont ezek az értékek sokkal kevésbé szórtak.

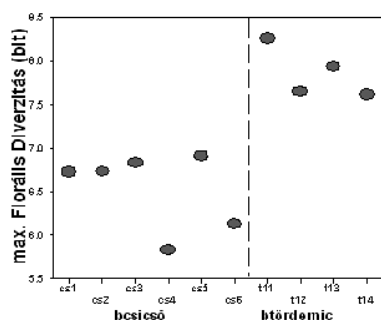
A két mintaterület adataiból becsült **florális diverzitás maximumokat** vizsgálva statisztikai elemzés nélkül is kitűnik, hogy a balatoncsicsói mintaterületen talált fajkombinációs gyakoriságok (vagyis az együttélési módok diverzitásai) mindenhol kisebbek voltak, mint a badacsonytördemici mintaterület hasonló értékei. A legnagyobb balatoncsicsói értékek is alatta maradtak a legkisebb badacsonytördemici adatnak. Ugyanakkor a két terület nem különbözött a karakterisztikus skálák, tehát az együttélés jellemző térbeli léptékeinek a tekintetében.



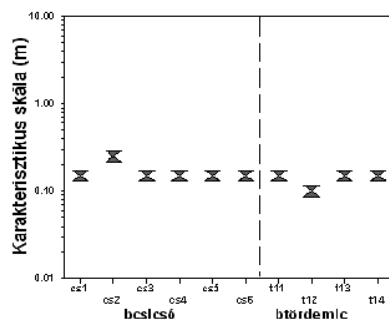
1. ábra Fajsűrűség (fajdensitás) a két mintaterületen (minden pont egy külön transzszektet jellemez)

Figure 1. T

A,



B,

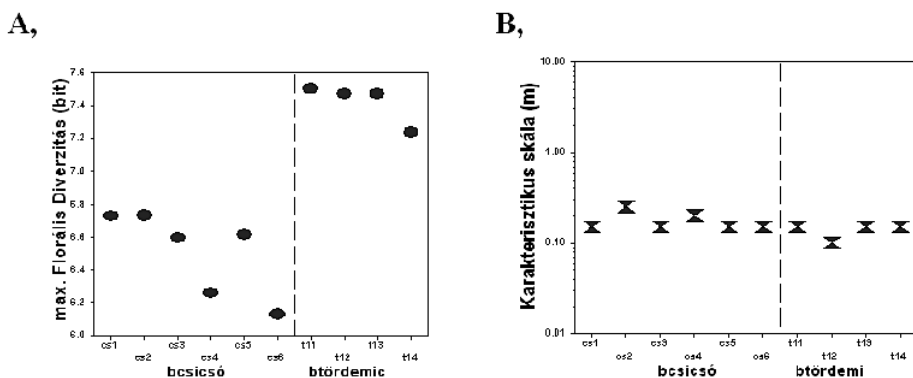


2. ábra A, A fajkombinációk diverzitását leíró függvények (max. Florális Diverzitás) és B, a hozzá tartozó karakterisztikus skálapontok az egyes transzszektekben a két mintaterületen (minden pont egy külön transzszektet jellemez)

Figure 2. T

Konstans fajsám mellett vizsgálva is megmaradt a két mintaterület közötti szignifikáns különbség. Sőt a különbség ismét olyan nyilvánvaló volt (a balatoncsicsói értékek mindig alatta maradtak a legkisebb badacsonytördemici adatnak), hogy statisztikai

elemzés nélkül is eldönthető a lényegi különbség. Ha konstans fajszámnál is különbséget kaptunk a két terület között, az azt jelenti, hogy a szürkemarhával legeltetett badacsonytördemici mintaterületen ugyanannyi faj, többféle módon képes együtt élni és magasabb a gyepek belső szerkezeti komplexitása. Az együttélés jellemző térbeli léptékeinek a tekintetében ebben az esetben sem tapasztaltunk különbséget.



3. ábra A, A Florális Diverzitás maximumai és B, a hozzá tartozó karakterisztikus skálapontok konstans fajszámmal ($s=10$) számolva az egyes transzszektekben a két mintaterületen (minden pont egy külön transzszektet jellemez)

Figure 3. T

A vizsgált terület fajainak takarmányérték szerinti elemzése

Vizsgálatunk során a fajok takarmányérték szerinti megoszlásában mindkét területen hasonló mintázat volt megfigyelhető, vagyis ezt a jellemzőt a legelő állatfajta intenzív vagy extenzív volta kevésbé befolyásolta.

Az elemzés során azt tapasztaltuk, hogy a takarmányozás szempontjából értéktelen fajok (-1-es, 0-s és 1-es kategóriák) a növényi biomassa összes mennyiségéhez képest kis mennyiségben fordultak elő. Ezen csoporton belül a mérgező **-1-es kategóriába** tartozó fajok többségét tapasztalhatjuk, amelyek a balatoncsicsói, holstein-fríz marhával legeltetett mintaterületen nagyobb, közel háromszor akkora mennyiségben jelentek meg. Mérgező fajként legnagyobb gyakorisággal *Ranunculus acris* és *Ranunculus repens* fordult elő, míg más taxonok (pl. *Iris pseudacorus*, *Ficaria verna*, *Clematis recta*) csak mozaikosan, kisebb egyedszámmal jelentek meg. Ezek az eltérések inkább a fajok társulásban betöltött szerepével, mintsem a kezelés szelektáló hatásával magyarázhatók. Mivel a *Ranunculus repens* vegetatív szaporodással összefüggő foltok képzésére képes, már a legelés megkezdése előtt is nagyobb mennyiségben lehetett jelen az eredeti társulásban, mint a *Clematis recta*, amely inkább színezőelem szerepet tölt be. Ez esetben a mennyiségi eltérés tehát nem a legelés módosító hatásának, hanem a fajok szaporodásbiológiai sajátosságainak és eltérő szerepének köszönhető.

A nem mérgező, de értéktelen kategóriában (0) leginkább a szűrés fajok (*Rubus caesius*, *Cirsium arvense* és *Cirsium canum*) képviseltették magukat. Ezeket az állatok nem legelik le, ezért állandó megmaradási esélyük van a legelt gyeptársulásokban.

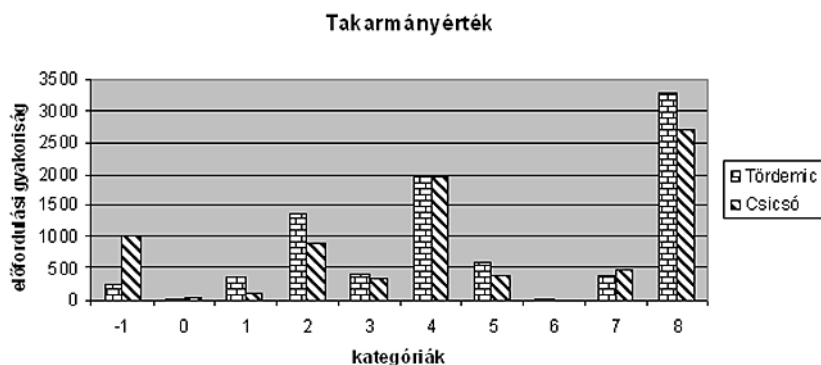
Gyepgazdálkodási szempontból nem szerencsés a jelenlétük, mivel kiszorítják az értékesebb fajokat a legelőről (BARCSÁK 1978). A szűrés fajok mennyiségének vártnál alacsonyabb megjelenése eredhet a terület ezt megelőző kezeléséből (a badacsonytördemici legelőt korábban kaszálóként hasznosították), illetőleg a gyepprodukció hasznosítása optimális, nem áll fenn a túllegeltetés veszélye, amely fokozott lehetőséget teremthet a szűrés fajok terjedésére. Ennek tisztázásához szárazabb és csapadékosabb éveket egyaránt magában foglaló gyepprodukció-vizsgálatra van szükség.

Az **1-es kategóriába** tartozó, csekély takarmányozási jelentőségű kategóriában megtalálhatóak voltak a savanyú füvek közé sorolt *Carex vulpina* és *Juncus* fajok, illetőleg olyan elemek, melyek, bár nem tartoznak a savanyúfüvek közé, megjelenésüknél fogva mégsem kerülnek lelegelésre. Utóbbi csoportban fordult elő a *Cerastium vulgatum*, amelyet csekély méreténél fogva kerülnek el a jószágok, vagy a *Polygonum aviculare*, amely alacsony növekedése, heverő megjelenése miatt marad ki a legeltetési hasznosulás alól.

A **2-es kategóriában** a savanyúfüvek (*Carex distans*, *Carex acutiformis*, *Carex hirta*) mellett ismételtelen megjelennek alacsony termetű fajok (*Potentilla reptans*, *Lysimachia nummularia*, *Stellaria media*).

A **4-es kategória** mindkét mintaterületen magas arányban volt jelen, ezt a jelenséget a *Festuca arundinacea* magas előfordulási gyakorisága alakítja ki.

Az **5-ös** (*Taraxacum officinale*), **6-os** (*Lolium perenne*, *Lotus corniculatus*) és **7-es kategória** (*Agrostis stolonifera*, *Dactylis glomerata*, *Elymus repens*) fajai kisebb mennyiségben fordultak elő, míg a **8-as kategóriába** tartozók (pl. *Trifolium*-fajok) igen nagy részesedést képviselnek. A *Trifolium* fajok (főként a kúszó szárú fajok, pl. *Trifolium repens*) a legeltetés megbízható indikátorai. Tápanyagigényük magas, a taposást jól tűrik, és jó megújuló képességűek. Azokon a területeken, ahol az állatok többit tartózkodnak, többit trágyáznak, így tápanyagban gazdagabb talaj alakul ki, amelyet foltokban a *Trifolium* fajok kolonizálnak. Fényigényességük folytán a legeltetés következtében megnyíló lékekben gyorsan felszaporodnak (vö. SZENTES et al. 2009).



4. ábra A mintaterületek fajainak takarmányérték-kategóriák szerinti összehasonlítása

Figure 4. T

Értékelés

A legelés hozzájárulhat a *Festuca arundinacea*, a *Potentilla reptans* és a *Trifolium repens* dominanciájának kialakításához és fenntartásához. A pázsitfűvek közül a nádképű csenkesz 4-es takarmányértéke elmarad a területen nagyobb mennyiségben előforduló pázsitfű fajok mögött (*Poa angustifolia* és *pratensis* 8-as, *Elymus repens* 7-es). Ennek következtében a legelő állatok előnyben részesítik a magasabb takarmányértékű, simább szár- és levélfelszínű fajokat, így ezeket kilegelik a *Festuca* tövek közül. A nádképű csenkesz érdes, durva növényzeti tömegéből csak kisebb mennyiséget fogyasztanak, ráadásul az idős *Festuca* tövek valószínűleg jobban ellenállnak a taposásnak, visszaszerző képességük is jobb, rövid tarackjaival erősebb terjedőképességet mutat (SZEMÁN 2003b). Ennek következtében a gyeppázsitfű fajkészlete nem változik, azonban az egyes fajok között tapasztalható mennyiségi arányok eltolódnak, ezért a megtalálható fajkombinációk száma lecsökken, a gyeppázsitfű fajkészlet-eloszlással jellemezhető. STEINSHAMN et al. (2001) is kimutatta, hogy az egyoldalú legeltetés következtében nőtt a *Trifolium repens* borítási aránya.

A kétszikű fajok tekintetében azok a fajok juthatnak nagyobb szerephez, amelyek valamilyen mechanizmussal védekeznek a legelés ellen, vagy jól alkalmazkodtak ahhoz, valamint a legelőkön előnyben vannak a taposástűrő fajok (TURCSÁNYI 1998). Az előbbi csoportba tartozik a *Ranunculus repens* és a *Potentilla reptans*. A kúszó boglárka mérgező hatása miatt mentesül a legeltetés alól, míg az indás pimpó heverő szárú megjelenése miatt nem kerül lelegelésre (CATORCI et al. 2006, 2011). A herbivór szervezetekhez való alkalmazkodás példaként hozhatjuk a herefajokat, melyek környezeti igényeik, illetve a legeléssel szembeni toleranciájuk révén nagy mennyiségben jelentek meg mintavételeink során. A legeltetésnek a pillangósok állományaira gyakorolt pozitív hatását támasztják alá CSÍZI (2003) és SZENTES et al. (2009) eredményei, valamint CZEGLÉDI (2005) megállapítása, miszerint a mérsékelt legeltetés növeli a pillangósok arányát a gyeppen.

A szürkemarhák az intenzív fajtáknál kevésbé válogató legelése valószínűleg több „léket” alakít ki a gyeppen, ahová az egyéb, döntően kétszikű fajok megtelepedhetnek. Természetesen ezek csak olyan a természetes bolygatást elviselő fajok lehetnek, amelyek tudnak alkalmazkodni az állatok legeléséhez és elviselik a rájuk háruló legelési igénybevételt. A mikroökológiai vizsgálataink is alátámasztják ezt, hiszen a lineákban előforduló fajkombinációk a badacsonytördemici területen szignifikánsan nagyobb mennyiségben fordulnak elő. Ezzel szemben a balatoncsicsói tejelőmarha-legelőn az intenzív tartástechnológiát igénylő állatok homogénebben legelnek, a fenti fajbetelepülés korlátozott, ez mutatkozik meg a kisebb fajszámban és a fajkombinációk számának alacsonyabb értékében. Ugyanakkor a karakterisztikus skálák azonossága azt jelzi, hogy a most talált különbségek társulástani szempontból nem jelentősek. A szürkemarha legelése némileg gazdagítja a gyeppet, ezt alátámasztják PENKSZA et al. (2009) és SZENTES et al. (2010) eredményei, melyek szerint a gyeppázsitfű fajszámában a legeltetés nem okoz csökkenést, sőt változatosabb, fajgazdagabb foltokat alakít ki. Azonban a vizsgált másodlagos gyepek szerveződési típusa, regenerációs-, illetve degradáltsági állapota érdemben nem alakult át lényegesen.

Irodalom

- ARRHENIUS, O. 1921: Species and area. *Journal of Ecology*. 9: 95–99.
- BAKKER J. P., OLFF H., WILLEMS J. H., ZOBEL M. 1996: Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *J. Veg. Sci.* 7: 147–156.
- BARCSÁK Z., BASKAY TÓTH B., PRIEGER K. 1978: Gyeptermesztés és hasznosítás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BARCSÁK Z., KERTÉSZ I. 1986: Gazdaságos gyeptermelés és gyephasznosítás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- BARTHA S. 2007: A vegetáció leírásának módszertani alapjai. In: HORVÁTH, A., SZITÁR, K. (szerk.): Agrártájak monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei, MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 92–103.
- BARTHA S. 2008: A vegetáció viselkedésokológiájáról (avagy milyen hosszú is legyen egy hosszú távú ökológiai vizsgálat). In: KRÖEL-DULAY GY., KALAPOS T., MOJZES A. (szerk.): Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások. Köszöntjük a 70 éves Láng Editet. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 73–86.
- BARTHA S., KERTÉSZ M. 1998: The importance of neutral-models in detecting interspecific spatial associations from 'trainsect' data. *Tiscia* 31: 85–98.
- BARTHA S., ITTÉS P. 2001: Local richness – species poor ratio: a consequence of the species – area relationship. *Folia Geobot. Phytotax.* 36: 9–23.
- BARTHA S., CAMPATELA G., CANULLO R., BÓDIS J., MUCINA L. 2004: On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration. *Int. J. Ecol. Environ. Sci.* 30: 101–116.
- BÉRI B., VAJNA T-NÉ, CZEGLÉDI L. 2004: A védett természeti területek legeltetése. Gyepgazdálkodás 2004, Debrecen, pp. 50–58.
- CAMPBELL B. D., STAFFORD SMITH, D. M., ASH, A. J. 1999: A rule-based model for the functional analysis of vegetation change in Australasian grasslands. *J. Veg. Sci.* 10: 723–730.
- CATORCI A., GATTI R., VITANZI A. 2006: Relationship between phenology and above-ground phytomass in a grassland community in central Italy. In: GAFTA, D., AKEROYD, J. R. (eds.): *Nature conservation: Concept and Practice*, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg.
- CATORCI A., CESARETTI S., MARCHETTI P. (eds.) 2007a: Vocazionalità del territorio della Comunità Montana di Camerino per la produzione di biomasse solide agro-forestali ad uso energetico. *L'uomo e l'ambiente* 47. Tipografia Arte Lito, Camerino.
- CATORCI A., GATTI R., BALLELLI S. 2007b: Studio fitosociologico della vegetazione delle praterie montane dell'Appennino maceratese. *Braun-Blanquetia* 42: 101–144.
- CATORCI A., CESARETTI S., GATTI R. 2009: Biodiversity conservation: geosynphytosociology as a tool of analysis and modelling of grassland systems. *Hacquetia* 8(2): 129–146.
- CATORCI A., OTTAVIANI G., BALLELLI S., CESARETTI S. 2011: Functional differentiation of central apennine grasslands under mowing and grazing disturbance regimes. *Polish Journal Ecology* (in press)
- CZEGLÉDI L. 2005: A különböző intenzitású legelőhasználat hatása a talajra és a gyeperő növényzetére. PhD értekezés, Debrecen.
- CSÍZI I. 2003: A hasznosítási módok hatása a növényi összetételre, a termésre és a juheltartó képességre extenzív kezelésű gyepársulásban. *Agrártudományi Közlemények*, 10: 16–18.
- GENCSI Z. 2005: Biogazdálkodás extenzív gyepeken. *Gyepgazdálkodás* 2005, Debrecen, pp. 97–101.
- ILMARINEN K., MIKOLA J. 2009: Soil feedback does not explain mowing effects on vegetation structure in a semi-natural grassland. *Acta Oecologica* 35: 838–848.
- JUHÁSZ-NAGY P., PODANI J. 1983: Information theory methods for the study of spatial processes and succession. *Vegetatio* 51: 129–140.
- KLAPP E., BOEKER P., KÖNIG F., STÄHLIN A. 1953: Wertzahlen der Grünlandpflanzen. *Grünland* 2: 38–40.
- KLEYER M. 1999: The distribution of plant functional types on gradients of disturbance intensity and resource supply in an agricultural landscape. *J. Veg. Sci.* 10: 697–708.
- KOTA M., ZSUPOSNÉ OLÁH A., VINCZEFFY I. 1993: A gyeperő néhány gyógynövényének takarmányértéke és mikrobiológiai jelentősége. In: Legeltetési állattartás. Tudományos közlemények Debrecen, pp. 159–169.
- LÁNG I. 1997: A gyeperő szerepe a biodiverzitás megőrzésében. *DGYN* 14. DATE, pp. 133–135.
- MARGÓCZI K. 2001: Gyepök természetvédelmi értékei. In: NAGY G. et al. (szerk.): *Gyepgazdálkodásunk helyzete és kilátásai*. DGYN 17. DE ATC, pp. 61–65.
- MIHÓK S. 2005: Az állattenyésztés és a gyepgazdálkodás kapcsolata. In: JÁVOR A. (szerk.): *Gyep-Állat-Vidék-Kutatás-Tudomány*. DE ATC, Debrecen, pp. 55–62.
- MUCSI I. 2003: A gyeperő és az állati termék előállítás kapcsolata napjainkban. *Gyepgazdálkodás* 2001, Debrecen, pp. 29–33.

- NAGY G. 1993: Gyepesítési módok alapjai. In: Legelő és gyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- NOBLE I., GITAY H. 1996: A functional classification for predicting the dynamics of landscapes. *J. Veg. Sci.* 7: 329–336.
- NYÁRAI HORVÁTH F., PÓTI P., TASI J. 2005: A környezetkímélő ökológiai gazdálkodás lehetőségei és gyakorlata a kérődző állatok tartásában. Egyetemi jegyzet. Szent István Egyetem, Gödöllő.
- PAUSAS J. G. 1999: Response of plant functional types to changes in the fire regime in Mediterranean ecosystems: a simulation approach. *J. Veg. Sci.* 10: 717–722.
- PENKSZA K., SZENTES SZ., HÁZI J., TASI J., BARTHA S., MALATINSZKY Á. 2009: Grassland management and nature conservation in natural grasslands of the Balaton Uplands National Park, Hungary. *Grassland Sciences in Europe*, 15: 512–515.
- ROBERTS, D. W. 1996: Landscape vegetation modelling with vital attributes and fuzzy system theory. *Ecol. Model.* 90: 175–184.
- STAMPFLI A., ZEITER M. 1999: Plant species decline due to abandonment of meadows cannot easily be reversed by mowing. A case study from the southern Alps. *Journal of Vegetation Science* 10: 151–164.
- STEINSHAM H., GRONMYR F., TWEIT H. 2001: Seasonal changes in botanical composition of an organically managed pasture. International Occasional Symposium of the European Grassland Federation. Organic Grassland Farming, Wirzenhausen.
- SZEMÁN L. 1994-95: Grassland yield and seedbed preparation. *Bulletin of the University of Agricultural Sciences, Gödöllő*, pp. 45–51.
- SZEMÁN L. 1997: Possibilities of Renovation on Hungary Grasslands. XVIII. International Grassland Congress Proceeding. Volume 2. Canada, Saskatoon, pp. 83–84.
- SZEMÁN L. 2003a: Parlag gyepék javítása. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 2003: 42–45.
- SZEMÁN L. 2003b: A Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program (NAKP)- „B”: extenzív gyepgazdálkodás. Budapest-Gödöllő.
- SZENTES SZ., WICHMANN B., HÁZI J., TASI J., PENKSZA K. 2009: 3Vegetáció és gyep produkció havi változása badacsonytördemici szürkemarha legelőkön és kaszálón. *Tájökológiai Lapok* 7: 319–328
- SZENTES SZ., HÁZI J., BARTHA S., SÜTYINSZKI ZS., PENKSZA K. 2010: Comparative researches on resilience of species composition and biomass productivity in pastures and hayfield of the Balaton uplands, Hungary. *Növénytermelés* 59: 349–352.
- TÓTH CS., NAGY G., NYAKAS A. 2003: Legeltetett gyepék értékelése a Hortobágyon. *Agrártudományi Közlemények* 10: 50–55.
- TÖRÖK P., ARANY I., PROMMER M., VALKÓ O., BALOGH A., VIDA E., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2009: Vegetation and seed bank of strictly protected hay-making Molinion meadows in Zemplén Mountains (Hungary) after restored management. *Thaiszia* 19: 67–78.
- TÖRÖK P., DEÁK B., VIDA E., VALKÓ O., LENGYEL SZ., TÓTHMÉRÉSZ B. 2010: Restoring grassland biodiversity: sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143: 806–812.
- TURCSÁNYI, G. 1998: Mezőgazdasági növénytan. Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest.
- VINCZEFFY I. 1993: Legelő és gyepgazdálkodás. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- VINCZEFFY I. 1998: Lehetőségek a legeltetési állattartásban. DATE Debrecen.
- VIRÁGH K., HORVÁTH A., BARTHA S., SOMODI I. 2006: Kompozíciós diverzitás és términtázati rendezettség a száalkaperjés erdőssztyepprért természetközeli és zavart állományjaiban. In: MOLNÁR E. (szerk): Kutatás, oktatás, értéktartás, MTA ÖBKI, Vácrátót, pp. 89–110.
- WILLEMS, J. H. 1983: Species composition and above ground phytomass in chalk grassland with different management. *Vegetatio* 52: 171–180.

AZ ALAKOR ÉS A TÖNKE TERMESZTÉSBE VALÓ VISSZAHOZATALÁNAK VIZSGÁLATA

EMÓDI Andrea¹, GYULAI Ferenc³, HARTMAN Máttyás², TIRCZKA Imre³

¹Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet

²Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar

Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Környezetvédelmi és Környezetbiztonsági Tanszék

³Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar

Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Agrár-környezetgazdálkodási Tanszék

2100 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: emodi.andi@gmail.com

Kulcsszavak: alakor, búzafajok, ökológiai termesztés, tönke

Összefoglalás: Vizsgálatainkat a Szent István Egyetemhez tartozó Babatvölgyi Biokertészet Tanüzem által a rendelkezésünkre bocsátott 1,4 ha területű táblán végeztük, amelynek felében alakor, felében tönke került elvetésre. Ezen belül hat eltérő tápanyagadottságú parcella került kijelölésre, amelyekben növénysszám, növénymagasság, kalászhossz, bokrosodás és gyomborítottság mérését végeztük el. Az aratást követően szintén ezen parcellákra felosztva termésmög, szem-szalma arány és ezermagtömeg vizsgálatát is elvégeztük. Az eredményeken SPSS programmal lineáris regresszió segítségével megvizsgáltuk, hogy milyen összefüggés lehet a növény tulajdonságai és a tápanyagok mennyisége között.

Bevezetés

A búza ősidők óta része történelmünknek, jelenleg is a világ egyik legnagyobb mennyiségben termesztett haszonnövénye. Az őskori és az ókori búzafajok azonban lényegesen különböztek a maiaktól. A tudatos emberi beavatkozással, válogatással, keresztezéssel és nemesítéssel elértük a termésmög megsokszorozását, beltartalmi értékeik, vitamin-, ásványi anyag- és nyomelem tartalmuk azonban jelentősen lecsökkent. Napjainkban egyre nagyobb figyelmet fordítanak a környezetkímélő mezőgazdaságra, az egészséges élelmiszerekre, amelynek egyik alapkövét a régi termesztett fajok és a tájfajta visszahozatala jelenti, ökológiai termesztéssel. Gabonák esetében mindez különösen nagy jelentőséggel bír, hiszen az egyik legnagyobb mennyiségben fogyasztott élelmiszer alapanyag, minősége népegészségügyi szempontból meghatározó. Ezen okokból került forgalomba az Mv Alkor alakor- és az Mv Hegyes tönkefajta is, amelyek termesztési sajtóságairól újdonságként még kevés információ áll rendelkezésre (1. ábra).

A világ legrégebbi kultúrbúzája az alakor (*Triticum monococcum* subsp. *monococcum*). A diploid vad alakorból közvetlenül fejlődött az alakor. Kialakulásának helye: a Közel-Kelet „termékeny félhold” területe. Itt vették háziasításba a Kr.e. 8. évezred első felében, és innen terjedt Európa irányába. Hazánk területén már a Kr. e. 6 évezred elején előfordult. Jelenléte a római korig folyamatos, és meghatározó. Bőséges archaeobotanikai lelet mutatja jelentőségét.

A pelyvás alakort a nagyobb hozamú, de sokkal intenzívebb talajelőkészítést igénylő csupasz közönséges vagy vetési búza csak évezredek alatt tudta kiszorítani a termesztésből. Írásos és néprajzi adatok szerint az alakort a 19. század végéig Észak-Magyarországon is termesztették. A 20. század közepén még Erdélyben is megtalálható volt. Généróziója itt az I. világháború idején vette kezdetét, majd 1955 és 1960 között végbevitt kollektivizáció idején felgyorsult. A 70-es évek végén már egyre ritkábban fordult elő

tisztán. Az etnobotanikusok mind több helyen találták meg közönséges búzával elegyesen, bükkönnyel, rozssal vegyesen, máskor a zabosbükköny takarmány alkotórésze volt.

Hazánkban egészen a 19. századig termesztették kisebb területeken, ezt követően fokozatosan eltűnt a termesztésből. Jellemzője, hogy kezdetektől a gyenge tápanyagtartalmú területek gabonaféléje volt, a gombabetegségek többségével szemben ellenálló és vizsgálatok alapján a parlagfűre allelopatikus hatása.

A tönke (*Triticum turgidum* ssp. *dicoccum*) a neolitikum óta az egyik legfontosabb pelyvás gabona, a durum búza őse. A közel-keleti népek legfontosabb gabonaféléje mintegy 10.000 éve, a mediterrán országokban napjainkban is használják. Hazánkban az alakorhoz hasonlóan a hegyvidéki szántók növénye volt a 19. század közepéig (GYULAI 2009).



1. ábra Az alakor (jobb oldal) és a tönke (bal oldal) virágzás előtt (2011. május 30.)
Figure 1. Einkorn (right side) and emmer (left side) before flowering (30st May 2011.)

Az ökológiai gazdálkodás és a reformkonyha térhódításával termesztésük újra létjogosultságot nyert. Vizsgálataink célkitűzése volt egy ökológiai gazdálkodásban végzett szántóföldi vizsgálat sorozat útján mérésekkel, az eredmények statisztikai elemzésével bővíteni a termesztési tapasztalatokat.

Anyag és módszer

A vizsgálatok helyszínéül szolgáló Szent István Egyetemhez (Gödöllő) tartozó Babatvölgyi Biokertészet Tanüzem 0274-es helyrajzi számú területét változatos felszín jellemzi, talaja Ramann-féle barna erdőtalaj. A nyújtott trapéz alakú tábla középső részén meredek lejtő található, amelynél az erózió miatt rendkívül eltérő tápanyag összetétel alakult ki. Mind az alakorban, mind a tönkében 6 mintavételi parcellát jelöltünk ki, ami 4 ismétlésben 4x1m²-es területből állt. Annak érdekében, hogy a növények számára ideális és kedvezőtlen körülményeket megtaláljuk, első lépésként a hat kijelölt kísérleti parcellák

talajtulajdonságait kellett megismerni. Ennek érdekében az alakor és tönke kísérleti parcellái között egyforma távolságban 0-30 cm mélységig talajmintát vettünk.

A talajminták vizsgálatát a SZIE MKK Környezettudományi Intézetének Talajtan és Agrokémia Tanszék laboratóriuma végezte. Második lépésben az eredményeket ANTAL (1987), valamint KOCSIS és PÁSZTOR (2007) összefoglaló műveiben ismertetett eljárások, szabványok és táblázatok alapján értékeltük.

A vizsgálathoz használt vetőmagokat az Mv Elitmag Kft. hozta forgalomba. Az Mv Alkor alakor ökológiai termesztésre javasolt bio vetőmag, az Mv Hegyes tönkefajta azonban 2010-ben jelent meg a piacon, átállási státuszban lévő kísérleti vetőmag volt.

Az első felmérést a kikelt növények számáról 2010. november 26-án végeztük amikor a vetés már jól láthatóan sorolt, ennek során ismétléseként 2 sort kiválasztva megszámláltuk a kikelt növényeket. A növények magasságát négy alkalommal mértük meg, ismétléseként két méréssel, mindig egy-egy átlagos fejlettségű növény kiválasztásával.

A 2011. április 20-án végzett vizsgálat alkalmával mértük meg először a bokrosodás mértékét, a második mérésre július 14-én került sor. Ismétléseként két növényt kiválasztva megszámláltuk, hogy a főhajtás mellett hány mellékajtás fejlődött ki.

A terület gyommal való borítottságát 2011. május 5-én mértük fel a Balázs-Ujvárosi (UJVÁROSI 1973) felvételezési módszer segítségével. Ennek során a hat parcellában négy ismétlésben 1m²-es kvadrátokban becsléssel megállapítottuk a kultúrnövény és az egyes gyomfajok borítottságának mértékét.

A levágott növények parcellánként négy ismétlésben kerültek a Környezetvédelmi és Környezetbiztonsági Tanszék laboratóriumába, ahol a digitális mérleg segítségével elvégeztük a méréseket.

Első lépésként a kalászkák tömegét mértük meg, ezt követően a szem-szalma arány meghatározásához ugyanazon mérlegen lemértük a kalászkától megfosztott szalma tömegét.

Az így kapott adatokat szinten MS Excel táblázatban rögzítettük, majd a szalma tömegét elosztottuk a termés tömegével, megkapva a szem-szalma arányt.

A szem-szalma arány vizsgálatát követően a parcellák négy ismétléseit összeöntve összesítettük a termést, majd parcellánként 1000 kalászkát leszámolva és digitális mérlegen megmérve meghatároztuk az ezerkalászkátömeget tizedgramm pontossággal.

A vizsgálatok közül az egyik legfontosabb adat a termés tömege, amely végső soron megmutatja, hogy adott talajadottságok mellett érdemes-e alakort vagy tönkét termesztetni. Ennek vizsgálata szintén parcellánként négy ismétlésben történt.

A mérési eredményeket minden vizsgálat esetében MS Excel táblázatban rögzítettük.

A mérési eredmények és a talajadatok feldolgozását követően összefüggéseket kerestünk a parcellákon kapott növény – és termésvizsgálati eredmények és a talajadatok között az SPSS statisztikai program segítségével.

Eredmények és megvitatásuk

Az 1-es mintavételi parcella

Az 1-es parcella a tábla felső részén, a lejtő előtti vízszintes részen került kijelölésre. Talaja az Arany-féle kötöttség alapján a homokos vályog fizikai féleségbe sorolható a 2. és 3. parcellával együtt, míg a 4., 5. és 6. számú parcellák alacsonyabb kötöttségük révén

már homoktalajjal rendelkeznek. A kémhatás itt a legmagasabb ($\text{pH}=7,88$), besorolását tekintve a talaj itt gyengén lúgos. Tápanyagok tekintetében a kálium ellátottsága igen gyenge, ez a parcella tartalmaz a legkevesebbet. Foszfor ellátottsága is –a kémhatást is figyelembe véve – a gyenge besorolásba esik. Ezzel szemben mészből sokat tartalmaz, és – valószínűleg a szerves trágyázásnak köszönhetően – nitrogén ellátottsága (humusz %) is igen jó (1. táblázat).

1. táblázat Talajvizsgálat eredményei parcellánként
Table 1. The result of soil analysis by parcel

par- cella száma	talaj fizikai főle- sége (K_A)	pH (H_2O)	$CaCO_3$ %	nitrogén ellátottság (humusz%)	foszfor ellátottság (P_2O_5 mg/1000 g talaj)	kálium ellátott- ság (K_2O mg/ 1000 g talaj)	NH_4-N (mg/1000 g talaj)	NO_3-N (mg/ 1000 g talaj)
1	31	7,88	10,2	2,95	102	57,3	2,6	3,4
2	30	7,81	3,74	2,66	155	83,3	2,7	3,4
3	30	7,78	2,11	1,23	223	87,2	3,8	2,4
4	29	7,34	0,2	1,64	245	115	2,4	2,1
5	26	6,19	0	1,02	79,8	70,8	2,2	1,3
6	25	5,25	0	1,16	58,9	84,3	2	1,1

A parcella adatainak többsége – növénymagasság, produktív bokrosodás, kalászhosz-sz, ezer kalászká tömeg, terméstömeg – alacsonyabb, mint a hasonló tápanyagmennyi-séggel és kitettséggel jellemezhető 2-es és 3-as parcellák adatai. Ennek több oka is lehet, többek között a szegélyhatás, ugyanis a parcella a tábla széléhez viszonylag közel esett. Ez növelhette a táblaszegélyről elterjedő gyomok és az azokon élő, illetve áttelelő kór-okozók mennyiségét. A növényeken nagyobb mértékű poloska és levéltetű kártétel volt tapasztalható, előbbi mértéke a tábla belseje felé haladva csökkent, utóbbi pedig szinte csak ezen a táblarészen volt tapasztalható. Ugyan a talaj elméletileg ez a parcellán ele-gendő káliumot tartalmaz a búza számára, ennek ellenére érdemes megjegyezni, hogy a parcellák közül itt volt a legkisebb a kálium mennyisége. A káliumnak szerepe van az erős sejtfal kialakításában, hiánya esetén a növény fogékonyabbá válik a kórokozókra, a kiegyenlítetlen kálium ellátás pedig növelheti a levéltetű kártételt. Ezek ismeretében nem zárható ki teljes mértékben, hogy a növények kisebb ellenálló képességének egyik okozója a növény számára felvehető kálium elégtelen mennyisége volt.

A 2-es mintavételi parcella

A 2-es parcella a tábla tetején, közvetlenül a lejtő előtt került kijelölésre. Talaja fizikai főleségét tekintve homokos vályog, kémhatása gyengén lúgos. A kálium ellátottság itt is igen gyenge, de értéke ($AL-K_2O$ tartalma) több, mint 25 mg/kg-al meghaladja az első parcellában mért értéket. Mész tartalma kevés, viszont foszforellátottsága jó. Nitrogénel-látottsága a kötöttséget figyelembe véve az igen jó kategóriába esik.

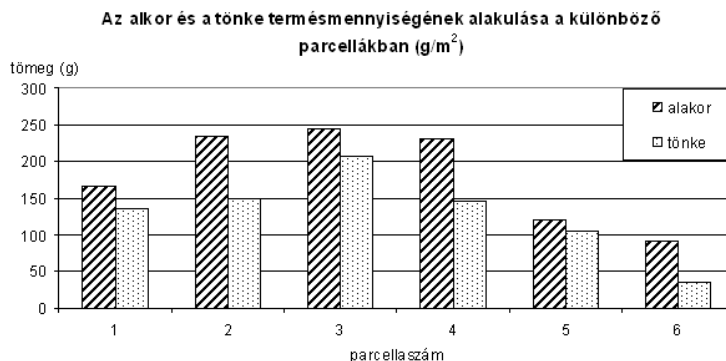
Területén a szegélyhatás már csak minimálisan volt tapasztalható. Az alakor itt kelt ki a legmagasabb számban, és a növények magassága is itt volt a legnagyobb. Mind az alakor, mind a tönke ezer kalászként tömege is itt volt a maximumon a parcellák közül, ugyanakkor az alakor esetében egységnyi termésre itt jut a legtöbb szalma is. Összességében elmondható, hogy mindkét növény számára megfelelőnek tűntek az adottságok, adatok tekintetében az egyik legjobb értékeket hozó parcella volt.

A 3-as mintavételi parcella

A 3-as parcella a tábla lejtős részének közepén helyezkedett el. Talaja szintén enyhén lúgos homokos vályog talaj. Tápanyagadatai arról árulkodnak, hogy a lejtőn enyhe erózió jelentkezik, amelyet jól igazolt a lejtő aljánál lévő eliszapolódott talaj. A lejtő tetejéről a vízzel és a talaj legfelső rétegével viszonylag gyorsan lefolyt humusz mennyisége a parcellában közepes, kevesebb, mint a lejtő tetején és alján. A foszfor ellátottság megfelelő, a káliumé igen kevés, de mindkettőre igaz, hogy a lejtő tetején lévő parcellákénál magasabb értékeket mutatnak, ami valószínűleg annak köszönhető, hogy lassan, egy tömegben a lefelé csúszó talajjal mozognak együtt és még nem érték el a lejtő alját. Mész tartalma kevés.

A növénymagasság a parcellában mindkét növénynél az egyik legmagasabb értéket mutatta, a bokrosodás mértéke, a kalászkok hossza és a termés mennyisége egyaránt itt volt a legnagyobb (2. ábra). A többi érték sem volt alacsony és az egységnyi termésre jutó szalma mennyisége az alakor esetében itt nem volt sokkal magasabb, mint a tönkénél.

A tapasztalatok közé sorolandó, hogy a tönke parcellájában vaddisznó nyomai jelentek meg rendszeresen, de a növényben érdemi kárt nem okozott, az eredményeket nem befolyásolta.



2. ábra Az alakor és a tönke termésmennyiségének alakulása a különböző parcellákban

Figure 2. The yield of einkorn and emmer in the different parcels

A 4-es mintavételi parcella

A parcella a tábla alsó részén, a lejtő aljától kicsi távolabb helyezkedik el. Talajvizsgálati eredményei azt tükrözik, hogy a lejtőn lemosódó tápanyagok egy része ezen a területen halmozódhatott fel. Talaja szintén gyengén lúgos homok, kevés mész tartalommal. Nitrogéntartalma – valószínűleg a lejtőről lemosott és itt felhalmozódott humusznak köszönhetően – a megfelelő kategóriába esik, szemben a lejtő oldalával és az alacsonyan lévő terület lejtőtől távolabb eső részével, ahol gyenge illetve igen gyenge. A foszfor és

a kálium mennyisége a parcellák közül itt a legmagasabb, előbbi a megfelelő kategória, utóbbi viszont még így is az igen alacsony besorolásba esik.

A parcellában mind az alakor, mind a tönke tulajdonságai a 2-es és 3-as parcellához voltak hasonlóak. A borítási százalék volt az egyetlen, amelyben az adatok elmaradtak az előző parcellákétól, de ezt nem a kikelt növények száma vagy a bokrosodás mértéke okozta. Az alakornál ezzel párhuzamosan a gyomok mennyisége minimálisan megemelkedett. Megemlítendő, hogy ez volt az első olyan parcella, ahol az alakor szem-szalma aránya 1 alatt volt, a termés tömege itt már meghaladta a szalma tömegét. Az adatok alapján összességében elmondható, hogy a növények számára a körülmények itt is megfelelőnek voltak.

Az 5-ös mintavételi parcella

Az 5-ös parcella a tábla alsó részének nagyjából közepén helyezkedett el. A talaj tulajdonságai itt lényegesen megváltoznak az előző parcellákéhoz képest. Itt is homoktalaj található, de kémhatása gyengén savanyú. Mész ezen a részen egyáltalán nincs. Nitrogén és foszfor ellátottsága egyaránt gyenge, kálium tekintetében pedig igen gyenge.

A tönke parcellájában a növények magasságában, a produktív bokrosodásban, a kalászkok hosszában, és a termés tömegében is jelentős csökkenés volt tapasztalható. A haszonnövények általi borítottság tovább csökkent, a gyomok mennyisége nőtt. Az alakor esetében a növénymagasságban, a bokrosodás mértékében, a produktív bokrosodásban, a kalászkok hosszában érzékelhető csökkenés. A kultúrnövény borítottsága itt is kisebb volt, mint a 4-es parcellában. A termés mennyisége a többi parcellához viszonyítva jelentősen kevesebb volt. Mindkét növényről elmondható, hogy ezen a parcellán nem hozták a fajtától elvárt mennyiségi paramétereket, a talaj minőségbeli hiányosságai itt már érezhetően hatással voltak a növények mért tulajdonságaira.

A 6-os mintavételi parcella

A 6-os, utolsó parcella a tábla alsó részének végében került kijelölésre, de szegélyhatás kártevők szempontjából nem volt tapasztalható. Talaja savanyú homoktalaj, melyben mész nem található. Nitrogén és foszfor ellátottsága gyenge, utóbbiból a parcellák közül itt található a legkevesebb. A kálium mennyisége alapján az igen gyenge ellátottságú csoportba sorolható. Összességében a leggyengébb talajadottságú parcella.

A növények magassága, a bokrosodás és a produktív bokrosodás mindkét növény esetében itt volt a legkisebb. A termés mennyiségét tekintve is ez volt a leggyengébb terület, mindkét növény esetében messze alulmaradt a többi parcellához képest. Az alakor borítása a parcellában 45% volt, a gyomok mennyisége itt ugrásszerűen megnőtt. A tönkénél ennél is rosszabb állapotok jelentkeztek, a gabona borítottsága még a 20%-ot sem érte el, a gyomnövényeké azonban a 35%-ot is meghaladta. A tarackbúza és a tönke majdhogynem azonos arányban volt jelen. Az adatok alapján feltételezhető, hogy ilyen talajadottság mellett mind az alakor, mind a tönke termesztése erős kockázatokat rejthet. Annak ellenére, hogy mindkét faj a gyengébb adottságú szántók növénye, az ilyen tulajdonságú talajokon már elképzelhető, hogy nem képesek az elvárt termés mennyiséget hozni (EMÓDI 2011)

Értékelés

Az általános tapasztalatokhoz tartoznak azok a megfigyelések, amelyek nem numerikus méréseken alapulnak, de érdemes megemlíteni őket. Az első ilyen a vetéskor fellépő probléma volt. Tapasztalatunk alapján mind az alakor, mind a tönke vetésénél külön figyelni kell a vetőcsőben elakadt magokra és a vetés közben érdemes többször kitisztítani az egyenletesebb vetés érdekében. A vetést követően a következő érdekesség januárban jelentkezett. Az alakor és a tönke kikelt hajtásán egyaránt egy vízszintes, vörösesre színeződött sáv jelent meg. Ezt okozhatta valamely mikro-vagy makroelem hiánya, elfagyás, számos más tényező is, de a növény fejlődésében nem jelentett gondot, körülbelül két hét alatt el is tűnt a növényekről. Februárban a hóolvadás után mindkét fajta állománya enyhén kékes árnyalatot vett fel és a hajtások a földre simultak. Oka kérdéses, lehetett átmeneti tápanyaghiány, a talaj nem megfelelő levegőellátottsága, de a kései vetés következménye is. Ez egy hét elteltével megszűnt, az alakor színe élénk zöld, a tönke feketés zöld színt vett fel és egészséges fejlődésnek indult.

Kártevők közül legelőször vetésfehérítő imágót észleltünk áprilisban, azonban annak ellenére, hogy nagy számban fordultak elő, kártétel sem ekkor, sem később nem jelentkezett. Májusban már nem voltak jelen a táblában. Az első kártételt kalászoslás után tapasztaltuk a júniusi mérések során. Főképp az 1-es parcellában több poloska- és levéltetűfaj is megjelent. Előbbi hatására a megtámadott kalászkok szálkáinak megcsavarodása volt tapasztalható, ezen kalászkok többségén később gombafertőzősítés is jelentkezett, egy részük meddővé vált. Aratás előtt a gabonaszipoly is megjelent a táblában, szintén főképp az 1-es parcellában, de számottevő kárt nem okozott. Vadkárt is tapasztaltunk, amit növelhetett, hogy a táblát két oldalról is erdő szegélyezi. Vaddisznó és őz is többször járt a táblában, kárt inkább rejtőzésük során okoztak, mint táplálkozásukkal. Valószínű a hajtások és levelek enyhe szőrözöttségének, kalászkok esetében pedig a szálkáknak volt köszönhető, hogy a vadállomány fogyasztási kártétele minimális volt.

A bokrosodás, a szárbaindulás és a virágzás is a várákosoknak megfelelően lezajlott. Érkesség, hogy kalászoslás során a kifejlett, egészséges tönke kalászkok közül több puha szőrzettel volt borítva. A kalászoslás után már csak az aratás során tapasztaltunk az őszi búzától eltérő tulajdonságokat. A kései, novemberi vetés ellenére az aratás a rozssal egy időben, július 14-én zajlott. Ez valószínűleg a rendkívül kedvező időjárásnak volt köszönhető, hiszen igen kései érésű fajtákról van szó. A kombájn a rozs aratásához használt beállítással, de nagyobb szelelőnyílással végezte a betakarítást, ami így problémamentes volt, minimális veszteséggel. Azonban mindkét növény esetében a szemek egy része (szemrevételezés alapján megközelítőleg 15%) kicséplődött a kalászkából, illetve apelyvából, ezeknél tört szemek is előfordultak, ami újravetés esetén problémákat jelenthet, felhasználásnál azonban nem jelent gondot. Ugyan a gyomfelvételezésnél kamilla (*Matricaria chamomilla*) csak a tönke 6-os parcellájában fordult elő, ott is minimális mennyiségben (0,2%) az alakor aratása során a terményben szemmel láthatóan nagyobb mennyiségben fordult elő, ez a tönkénél nem volt tapasztalható. Aratást követően az ömlesztett terményt a minimálisan érzékelhető melegedés ellen többször átforgattuk.

Összességében a tapasztalatok mindkét növény esetében pozitívak voltak, sem az alakor, sem a tönke termesztése jelentős nehézséggel nem járt. Az őszi búzától eltérő karaktere, igényei megfelelő tapasztalattal és előkészülettel könnyen kezelhetők.

Köszönetnyilvánítás

Szeretnénk megköszönni a Babatvölgyi Biokertészet Tanüzemnek, azon belül Matthew Hayesnek és Mondel Istvánnak akik biztosították a kísérlethez szükséges területet és agrotechnikát és a KTI Környezetvédelmi és Környezetbiztonsági Tanszéknek, akik rendelkezésünkre bocsátották a laboratóriumi vizsgálatokhoz szükséges eszközöket.

Irodalom

- ANTAL J. 1987: Növénytermesztők zsebkönyve, Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- EMÓDI A. 2011: Az alakor és tönke termesztésbe való visszahozatalának vizsgálata, Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Környezet- és Tájgazdálkodási Intézet, Agrár-környezetgazdálkodási Tanszék, diplomadolgozat, Gödöllő.
- GYULAI F. 2009: A tönkölybúza története. In: PASZTERNÁK F. (szerk.): Az ezerarcú tönkölybúza. Mezőgazda kiadó, Budapest, pp. 30–87.
- KOCSIS I., PASZTOR L. 2007: Az agrokémia elméleti alapjai (I. kötet), Tessedik Sámuel Főiskola Mezőgazdasági Víz- és Környezetgazdálkodási Főiskolai Kar, Szarvas.
- ÚJVÁROSI M. 1973: Gyomirtás. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.

THE ANALYSIS OF THE POSSIBLE REINTRODUCTION OF EINKORN AND EMMER INTO PRODUCTION

A. EMÓDI¹, M. HARTMAN², I. TIRCZKA³

¹Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences
Institute of Environmental and Landscape Management

²Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences
Institute of Environmental and Landscape Management, Department of Environmental Protection and Environmental Safety

³Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences
Institute of Environmental and Landscape Management, Department of Agro-Environmental Management
2100 Gödöllő, Péter Károly street 1., e-mail: emodi.andi@gmail.com

Keywords: einkorn, emmer, wheat species, organic farming

The einkorn variety „Mv Alkor” and the emmer variety „Mv Hegyes” are resistant varieties having high nutritional value and low nutrient demands, which are recommended to use in organic farming. Being new varieties, currently only limited experience is available about their production. Therefore, the aim of our research was to collect more knowledge about einkorn and emmer and to gain experience about their production besides the development of a new series of analyses which – together with the results of new research – may help to collect more knowledge about the production characteristics of these two varieties.

Field experiments were carried out in the 1.4 hectares large field of the Babatvölgy Organic Educational Farm belonging to the Szent István University. Einkorn was sown in half of the area, while emmer was sown in the other half. The field was divided into 6 parcels having different nutrition levels. We made analyses regarding the number of plants, the height of plants, the length of heads, the process of growing thick and weed cover in these parcels. After harvest we also made analyses about the weight of yield, the seed-straw ratio and the thousand-kernel weight by parcels. Based on the results a linear regression analysis was carried out with the help of the SPSS program. The analysis investigated the connections between the characteristics of the plants and the amount of nutrients in the soil.

According to the results, it can be stated that both einkorn and emmer are able to reach the expected yields even in soils with low nutrient level, their production technology is environmentally sound, and it is profitable even these areas as well. Furthermore, due to its allelopathic effect einkorn can be also used for the cleaning of arable lands infested with ragweed.

GYOMVIZSGÁLATOK PEST MEGYEI HOMOKI MEZŐGAZDASÁGI TERÜLETEKEN (LUCERNAFÖLDEK GYOMVIZSGÁLATAI) I.

TÓTH Andrea¹, BALOGH Ákos¹, WICHMANN Barnabás¹, BERKE József², GYULAI Ferenc³,
PENKSZA Péter⁴, DANCZA István⁵, KENÉZ Árpád⁶, SCHELLENBERGER Judit¹, PENKSZA Károly¹

¹Szent István Egyetem-MKK Környezet és Tájjgazdálkodási Intézet,
2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

²SFD Informatikai Kft., 8360 Keszthely, Meggyfa u. 47.

³Fitohistoria Kft., 3051 Szarvasgede, Béke u. 6.

⁴Corvinus Egyetem, Élelmiszertudományi Kar, Konzervtechnológiai Tanszék,
1118 Budapest, Villányi út 29-43.

⁵1039 Budapest, Hímző u. 1.

⁶Magyar Nemzeti Múzeum, Nemzeti Örökségvédelmi Központ, Alkalmazott Természettudományi Laboratórium
1036 Budapest, Dugovics Titusz tér 13–17., e-mail: toth.andrea@kti.szie.hu

Kulcsszavak: országos gyomfelvételezés, magbank, cönológia

Összefoglalás: A vizsgálatokat Dömsöd határában lévő homoki mezőgazdasági területeken végeztük őszi és tavaszi aszpektusban is havi szinten. A felvételezés során %-os becslési módszert alkalmaztuk. A mintaterületeket véletlenszerűen jelöltük ki, melyek minden esetben 1×1 m-es kvadrátok voltak. Mintaterületenként, egy-egy mezőgazdasági táblában 6 négyzetet vizsgáltunk NÉMETH (2002) által módosított 1×1 m-es kvadrátokban. A táblaszéleket és táblán belüli területeket is 3–3 ismétlésben mértük fel. A lucerna táblák közül a leggazdagabb gyomflóra a fiatal vetett táblában volt, mind a cönológiai, mind a magbank vizsgálatai alapján. A több éves lucerna táblák a gyomok mennyiségében és a magbankban is kisebb volt. A lucerna kompetíciós képessége és árnyékoló hatása a gyomosodást csökkentette. A ökogazdaság gyomvegetációja volt a legfajszegényebb, de magbankban itt jelentősebb, mint a hagyományos gazdálkodású táblában.

Bevezetés

Hazánkban a II. világháború óta öt, az egész országra kiterjedő gyomnövényfelmérést végeztek. A felvételezések eredeti célja főként növényvédelmi jellegű volt, amiben első-sorban a legveszélyesebb gyomnövények elterjedésének megállapítására és borítási adatainak összegyűjtésére törekedtek.

Az utóbbi másfél évtizedben a földterületek tulajdonviszonyainak átrendeződése is lezajlott, ami nyomán a kisebb területeken gazdálkodók száma és az általuk művelt területek nagysága növekedett. Ennek következtében a szántóföldi gyomnövényzet dominancia-viszonyai jelentősen is változott, több szántóföldi gyom térhódítása fokozódott, míg mások visszaszorultak. Az országos gyomfelvételezések lehetőséget biztosítanak arra, hogy a korábbi felvételezések eredményeit is egyesítő adatbázis jöjjön létre, amelyből az elmúlt 50 évre vonatkozóan a változások nyomon követhetőek, így pontos képet kaphatunk az egyes régiók gyomviszonyairól, a terjeszkedő és a visszaszoruló fajok helyzetéről, és ezáltal hatékonyabban alkalmazhatók az integrált gyomszabályozási és gyomirtási módszerek is.

Jelen vizsgálatunkban két, a pannon régióra jellemző homok és lösz alapkőzeten lévő mezőgazdasági területek gyomviszonyainak elemzését tűztük ki célul. Jelen munkában a homoki területen található lucernaföldek gyomviszonyinak adatait közöljük.

Az V. Országos Szántóföldi Gyomfelvételezés (2007–2008) során azokon a helyszíneken, ahol a második országos gyomfelvételezések helyeinek leírása alapján történt

(UJVÁROSI 1975) végeztünk gyomfelvételezéseket (DANCZA 2007–2008). Ezeken a területeken a szántóföldi felvételek mellett találoztunk különböző korú, nagyságú és művelési módú lucernatáblákkal is. Akkor született meg a gondolat, hogy ezen területek gyomviszonyait is feltárjuk.

A restaurációs ökológiai, gyeptelepítési munkák során is sokszor alkalmaznak előveteményt. Az előveteménytől is jelentősen függ a gyeptelepítés sikere (BISSELS et al. 2006, VALKÓ et al. 2011, PYWELL et al. 2002, HUTCHINGS és BOOTH 1996), és abban a munkában gyakran alkalmazzák előveteménynek a lucernát (MIGLÉCZ és TÓTH 2011). Ezeken a területeken az élő fűfajok gyorsan jelennek meg (MIGLÉCZ és TÓTH 2011, TÖRÖK et al. 2011, JONGEPIEROVÁ et al. 2004, DE BRUIJN és BORK 2006). FISHER et al. (1988) a lucerna és a gyomok csírázási kölcsönhatásait vizsgálta. Több szerző foglalkozott a lucerna és a gyomfajok kölcsönhatásaival (ZIMDAHL 2004, PIKE és STRICKE 1984, DILLEHAY et al. 2011, OMINSKI et al. 1999), illetve a lucerna tábla vegyszeres gyomirtásával (ARREGUI et al. 2001). STOUT et al. (1992) lucerna vetés után vizsgálta a gyomflórát és a gerinctelen faunát. A lucerna területek gyomosodásával a mediterrán régióban is nagy figyelemmel foglalkoznak (TRAVLOS et al. 2011).

Anyag és módszer

A felvételezés Dömsöd határában volt. A vizsgálatokat 2010-től folyamatosan végeztük az őszi és a tavaszi aspektusban is, felvételezés során %-os becslési módszert alkalmazva (BALÁZS 1949, BRAUN-BLANQUET 1964). Az 1. és 2. ábrán a 2010 októberi minden felvételt magába foglaló klasszifikációját mutatjuk be. 2011-ben március 29, május 9, június 9, július 17 és augusztus 29-én készítettük a felvételeket. Az öt felvételi adatsorból a lucerna táblás felvételek közül egy új vetésűt és egy ökológiai kispárcellás, valamint egy konvencionális kispárcellás terület adatait vetjük össze.

A dömsödi homok területen 2010 óta a következő mezőgazdasági területeken, táblákon készültek a felvételek (a részletes elemzésükre nem térünk jelenleg ki, de az adatokat összehasonlításukkor felhasználjuk): 1. kukorica tábla, 2. kukorica tarló, 3. fiatal lucerna (kis tábla), 4. idős lucerna (kis tábla), 5. idős lucerna (nagy tábla), 6. kukorica tábla, 7. búza tarló, 8. búza tábla, 9. idős lucerna (ökológiai kispárcellás, kis tábla), 10. búza tábla (ökológiai kispárcellás). A jelen dolgozatban a lucerna földek adatait értékeljük részletesebben, a következő kistáblás mintaterületek vizsgáltuk: I: vetett fiatal lucernás, II. idős lucerna (hagyományos művelésű tábla), III. idős lucerna (ökológiai kispárcellás).

A mintaterületeket táblán belül véletlenszerűen jelöltük ki, melyek minden esetben NÉMETH (2002) által módosított 1×1 m-es kvadrátok voltak. 1-1 mintaterületen, mezőgazdasági táblában 6 négyzetet vizsgáltunk. A táblaszéleket és táblán belüli területeket is 3-3 ismétlésben mértük fel (DANCZA és SZENTÉY 2007).

A fajok meghatározásában SIMON (2000) nomenklatúráját használjuk. A fajnevek esetében az EPPO kódokat is alkalmazzuk.

A felvételek grafikonos bemutatásakor a *Medicago sativa* adatait mellőzzük, mert a több hónap esetében 80–90%-os borítása minden más gyom mennyiségi ábrázolhatóságát elfedné.

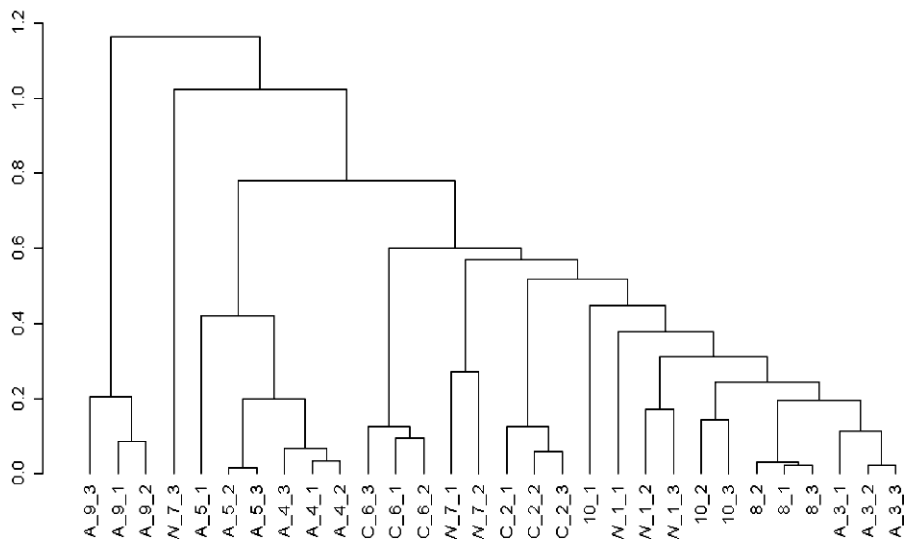
A talaj magbankjának vizsgálatához 2011 októberében vettünk mintát, hogy a teljes magbankot tudjuk vizsgálni (CSONTOS 2000a, 200b, 2001). Mintaterületenként 3 db. 1×1 m-es kvadrátból 4 cm átmérőjű és 10 cm mély, tehát mezőgazdasági táblánként 6 négy-

zetméterről 2–2 mintát vettünk. 3–3 kvadrát adatait együtt kezeltük, mivel egy mintafurat térfogata 126 cm³ volt, így összesen 756 cm³-nyi minta adódott. A mintákat TER HEERDT et al. (1996) módszere alapján mosás segítségével koncentráltuk, 3 mm és egy 0,2 mm lyukbőségű szitát használtunk. A mintákban előforduló összes magot, termést számoltuk össze.

A statisztikai értékelés során az kétmintás-t próba módszert alkalmaztuk. Az adatok klasszifikációjához PODANI (1997) programcsomagját használtuk.

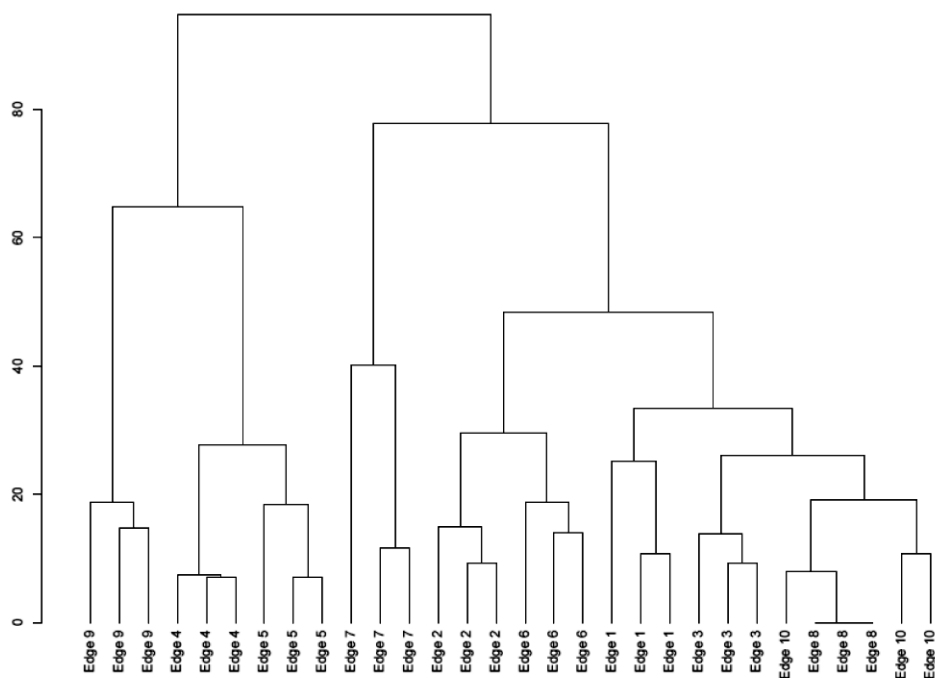
Eredmények

Az 1. ábra az összes dömsödi homoki területeken a táblában 2010 őszén készült felvételek dendrogramját mutatja, amely alapján a lucerna táblák felvételei az egyes mezőgazdasági táblák kvadrátjaitól különálló csoportokat képeznek. Különösen a 9. mintaterület az öko-gazdaság felvételei különülnek el. A fiatal, vetett lucerna táblák felvételei az öko-gazdaság búzatábla felvételei közül kettővel alkotnak egységes csoportot.



1. ábra A dömsödi 2 őszi mezőgazdasági táblában készült felvételek klasszifikációja (A-lucerna, W-búza tarló, C-kukorica tarló, az első szám a mintaterületek, a második a táblán belüli kvadrátot mutatja)
 Figure 1. Classification of survey results from agricultural parcel at Dömsöd, based on 2 autumn surveys
 (A-alfalfa, W-wheat stubble, C-Corn stubble, first numbers refer for the different areas examined while second numbers refers to the different quadrates)

A mezőgazdasági táblák szegélyében készült felvételek viszont ezt a csoportosulást nem mutatják. Még ha az azonos tábla felvételei is nagyon alacsony különbözőségi szinten kapcsolódnak össze a 4., 5., 9-es mintaterületek, 2., 6-os és az 1., 3., 8., 10-es tábla szegélyek felvételei képeznek csoportokat. A szegélyek közel sem olyan specifikusak, mint maguk a mezőgazdasági táblák növényzete. A lucerna táblák szegélyi felvételei közül csak az idős kis parcella (4-es) és az öko-gazdaság területén lévő (9-es) parcella került egy csoportba.



2. ábra A dömsödi 2 őszi mezőgazdasági tábla szegélyeiben készült felvételek klasszifikációja
 Figure 2. Classification of survey results from the edges of agricultural parcels at Dömsöd,
 based on 2 autumn surveys

A lucernatáblákon összesen a cönológia felvételekben és a magbankban 112 fajt jegyeztünk fel. A felvételezés ideje alatt, a vegetáció tagjaként csak a kvadrátokban csíranövény vagy kifejtett állapotban lévő fajok a következők voltak: *Hordeum murinum*, *Lactuca serriola*, *Medicago sativa*, *Muscari comosum*, *Onopordum acanthium*, *Ornithogalum boncheanum*, *Papaver dubium*, *Poa bulbosa*, *P. compressa*, *Ranunculus acris*, *Senecio vernalis*, *Setaria viridis*, *Trifolium campestre*, *Vicia villosa*.

Azon fajok amelyek csak a talajban mag vagy termések formájában megtalált fajok az alábbiak voltak: *Amaranthus blitoides*, *A. chlorostachys*, *A. retroflexus*, *Anthemis arvensis*, *Bassia sedoides*, *Chenopodium hybridum*, *Centurea cyanus*, *Erigeron canadensis*, *Chenopodium murale*, *Clinopodium vulgare*, *Crepis tectorum*, *Eleocharis palustris*, *Euphorbia helioscopia*, *Leontodon hispidus*, *Plantago indica*, *Polygonum aviculare*, *Rubus caesius*, *Senecio vulgaris*, *Veronica hederifolia*, *Vulpia myuros*.

Az *Amaranthus* fajok estében egyik felvételezés során sem találkoztunk kifejtett példányokkal, annak ellenére, hogy a talaj magbank készletében a leggyakoribb fajok közé tartoztak (1. táblázat).

A *Chenopodium murale* nagytömegű előfordulása florisztikai szempontból is érdekes, KIRÁLY (2009) szerint az egész országban ritka, SIMON (2000) is szórványosnak tekinti az Alföldön. A felvételeinkben minden mintaterületen előfordult és nagy számban fordult elő a magja.

1. táblázat A vizsgált lucerna földek összesített cönológia és magbank adatai
 Table 1. Combined coverage and seed bank details about examined alfalfa fields

<i>Fajnév</i>	<i>EPPO kód</i>	<i>Cönológiai adatok átlagai (%)</i>			<i>Magbank adatok átlagai (db)</i>		
		I.	II.	III.	I.	II.	III.
Achillea collina	ACHMI	0,07	0,07	-	-	-	-
Amaranthus albus	AMAAL	-	-	-	0,50	-	-
Amaranthus blitoides	AMABL	-	-	-	2-	20,50	22,00
Amaranthus chlorostachys	AMACH	-	-	-	100,50	69,50	40,50
Amaranthus retroflexus	AMARE	-	-	-	92,00	48,00	58,50
Ambrosia artemisiifolia	AMBEL	-	0,13	0,20	-	1,00	5,50
Anagallis arvensis	ANGAR	-	-	-	-	-	-
Anchusa officinalis	ANCOF	0,07	-	-	-	-	-
Anthemis arvensis	ANTAR	-	-	-	-	0,50	1,00
Anthemis ruthenica	ANTRU	3,67	-	-	1,00	-	1,00
Apera spica-venti	APESV	0,20	-	-	-	-	-
Arctium lappa	ARFLA	-	-	-	-	-	-
Arenaria serpyllifolia	ARISE	0,07	-	0,33	-	-	-
Arrhenatherum elatius	ARREL	0,07	-	-	-	-	-
Artemisia vulgaris	ARTVU	-	-	-	-	-	-
Bassia sedoides	BASSE	-	-	-	-	-	0,50
Brassica napus	BRANA	-	-	-	-	-	-
Bromus sterilis	BROST	0,13	-	0,13	-	-	-
Bromus tectorum	BROTE	0,20	0,07	0,07	0,50	-	-
Camelina microcarpa	CMAMI	0,33	-	-	-	-	-
Cannabis sativa	CNISA	-	-	-	-	-	-
Capsella bursa-pastoris	CAPBP	1,07	7,00	1,07	-	-	-
Cardaria draba	CADDR	0,07	-	-	-	-	-
Carduus acanthoides	CRUAC	0,07	-	-	-	-	-
Centaurea cyanus	CENCY	-	-	-	0,50	-	-
Cerastium semidecandrum	CERSE	0,47	-	-	-	-	-
Chenopodium album	CHEAL	-	0,07	0,20	713,00	92,50	467,50
Chenopodium hybridum	CHEHY	-	-	-	1,50	2,00	-
Chenopodium murele	CHEMU	-	-	-	55,50	17,50	47,00
Cirsium arvense	CIRAR	-	-	-	-	-	-
Clinopodium vulgare	CLIVU	-	-	-	0,50	-	-
Conium maculatum	COIMA	-	-	-	-	-	-
Consolida regalis	CNSRE	0,80	-	-	-	-	-
Convolvulus arvensis	CONAR	1,07	-	-	-	-	-
Crepis tectorum	CVPTE	0,60	0,07	-	7,00	-	-
Cynodon dactylon	CYNDA	-	-	-	-	-	-
Datura stramonium	DATST	-	-	-	-	-	-
Descurainia sophia	DESSO	0,87	-	-	23,00	97,50	545,50
Digitaria sanguinalis	DIGSA	0,27	0,13	0,93	175,00	7,00	30,50
Echinochloa crus-galli	ECHCR	-	0,13	0,20	-	-	-

<i>Fajnév</i>	<i>EPPO kód</i>	<i>Cönológiai adatok átlagai (%)</i>			<i>Magbank adatok átlagai (db)</i>		
		I.	II.	III.	I.	II.	III.
Elymus repens	AGRRE	0,07	18,33	0,20	-	-	-
Eragrostis poaeoides	ERAPO	-	-	-	-	-	-
Erigeron canadensis	ERICA	4,13	0,67	-	-	-	-
Eleocharis palustris	ELOPA	-	-	-	0,750	-	1,50
Erodium cicutarium	EROCI	2,00	-	-	0,50	-	0,50
Euphorbia helioscopia	EPHHE	0,07	-	-	0,50	-	0,50
Erigeron canadensis	ERICA	-	-	-	71,00	-	1,00
Erysimum cheiranthoides	ERYCH	-	-	-	-	-	-
Fallopia convolvulus	POLCO	-	-	-	-	-	-
Galinsoga parviflora	GASPA	-	-	-	-	-	-
Galium aparine	GALAP	-	-	-	-	-	-
Geranium pusillum	GERPU	0,27	-	0,07	0,50	-	-
Helianthus annuus	HELAN	-	-	-	-	-	-
Hibiscus trionum	HIBTR	-	-	-	-	-	-
Holosteum umbellatum	HLOUM	0,07	-	0,07	1,00	-	66,00
Hordeum murinum	HORMU	-	0,07	-	-	-	-
Lactuca serriola	LACSE	-	0,27	-	-	-	-
Lamium amplexicaule	LAMAM	1,93	0,27	-	45,50	19,50	35,50
Lamium purpureum	LAMPU	0,13	0,01	-	4,00	1,00	0,50
Leontodon hispidus	LEOHI	-	-	-	0,50	-	-
Lithospermum arvense	LITAR	0,07	-	-	-	-	-
Lolium perenne	LOLPE	-	1,27	-	-	-	-
Medicago falcata	MEDFA	-	-	-	0,50	-	-
Medicago lupulina	MEDLU	-	-	-	-	-	-
Medicago sativa	MEDSA	23,00	50,67	54,00	0,50	-	-
Melandrium album	MELAL	1,80	-	2,33	48,50	91,00	93,50
Muscari comosum	MUSCO	0,21	-	-	-	-	-
Onopordum acanthium	ONRAC	0,33	-	-	0,50	-	-
Ornithogalum boucheanum	ORNBO	0,33	-	-	-	-	-
Panicum miliaceum	PANMI	-	0,20	-	-	0,50	-
Papavar dubium	PAPDU	0,33	-	-	0,50	-	-
Papaver rhoeas	PAPRH	3,00	-	-	9,50	-	-
Plantago major	PLAMA	-	-	-	-	-	-
Plantago indica	PLAIN	-	-	-	4,00	-	0,50
Poa annua	POAAN	-	0,20	-	3,50	2,00	-
Poa bulbosa	POABU	0,20	0,07	0,27	-	-	-
Poa compressa	POACO	-	0,07	-	-	-	-
Polygonum aviculare	POLAV	-	-	-	5,50	0,50	0,50
Portulaca oleracea	POROL	0,93	0,13	-	729,00	27,50	75,50
Ranunculus acris	RANAC	-	0,07	-	-	-	-
Rumex acetosa	RUMAC	-	-	-	-	-	-
Rubus caesius	RUBCA	-	-	-	1,50	-	-
Salsola kali	SASKA	-	-	0,40	-	-	-
Sanbucus nigra	SAMNI	-	-	-	0,50	-	-

Fajnév	EPPO kód	Cönológiai adatok átlagai (%)			Magbank adatok átlagai (db)		
Schoenoplectus lacustris	SCPLA	-	-	-	0,50	-	-
Senecio vernalis	SENVE	0,13	-	-	-	-	-
Senecio vulgaris	SENVU	-	-	-	0,50	-	-
Setaria glauca	SETGL	-	0,07	0,07	9,50	1,00	25,00
Setaria verticillata	SETVE	-	-	-	-	-	-
Setaria viridis	SETVI	-	-	0,40	-	-	-
Silene conica	SILCN	-	-	-	-	-	-
Sinapis arvensis	SINAR	-	-	-	-	-	-
Solanum nigrum	SOLNI	-	-	-	-	-	-
Sorghum halepense	SORHA	-	-	-	-	-	-
Stellaria media	STEME	1,93	5,20	5,00	501,50	883,00	646,00
Taraxacum officinale	TAROF	-	2,00	-	0,50	3,00	1,50
Tritikálé	TRITI	-	-	-	-	-	-
Trifolium campestre	TRFCA	0,07	-	-	-	-	-
Tripleurospermum inodorum	MATIN	0,07	0,13	-	-	-	-
Triticum aestivum	TRZAX	-	-	-	-	-	-
Veronica hederifolia	VERHE	-	-	-	6,00	139,50	56,00
Veronica arvensis	VERAR	0,60	-	0,20	-	8,00	3,50
Veronica polita	VERPO	0,47	0,87	0,47	-	0,50	-
Veronica praecox	VERPR	-	-	-	-	-	0,50
Veronica triphyllos	VERTR	0,67	-	0,27	34,00	-	26,50
Vicia lathyroides	VICLA	-	-	-	-	-	-
Vicia villosa	VICVI	0,07	-	-	-	-	-
Viola kitaibeliana	VIOKI	1,33	-	-	14,50	-	3,00
Vulpia myuros	VLPMY	-	-	-	1,00	-	-
Zea mays	ZEAMA	-	-	-	-	-	-
Teljes fajszám		45	27	21	45	24	31

A 3–5. ábra a növényfajok borítási értékeit mutatja a 2011. évi 5 felvételezési időszakban T-teszt alapján történő összehasonlításban ($P < 0,05$).

Az egyes mintaterület között 14 faj mutat jelentős eltérést. A *Medicago sativa* alapvetően a vetett táblában kisebb borítási értékekkel rendelkezik, mint a másik 2 idősebb területen. A *Silene latifolia* (*Melandrium album*) értékei jelentősek, de csak az I-es és a III-as biogazdaság területén fordulnak elő nagyobb gyakorisággal. Az *Erigeron canadensis*, *Erodium cicutarium*, *Consolida regalis*, *Papaver rhoeas*, *Viola kitaibeliana*, *Veronica arvensis*, *Cerastium semidecandrum*, *Descurainia sophia*, *Anthemis ruthenica*, *Camelina microcarpa* a telepített lucernásban fordulnak elő. Itt a legnagyobb a fajszám is 45, valamint a magbank fajszáma is itt a legnagyobb (33) (1. táblázat).

A *Capsella bursa-pastoris* mind a három mintaterületen gyakori volt, a *Lolium perenne* pedig a II-es és a III-as táblában fordult elő. A *Veronica* fajok közül a magkészletben minden területen nagy számban vannak jelen, de a cönológiai felvételekben a *Veronica hederifolia* nem fordult elő az I-es mintaterületen. A II-es területen hiányzott a *Veronica triphyllos*.

A 2–4. táblázat mutatja az egyes lucernatáblák a vegetációban meghatározó eltérést adó fajainak az éves átlagadatait és szórásait, páronkénti összehasonlításban. Az I. tábla fajgazdagsága itt is kitűnik nem csak a fajok nagyobb mennyiségével, de a fajok borítási értékeiben megmutatkozó adatokkal is. A II. táblában a *Taraxacum officinale* és a *Lolium perenne* jelentősebb mindössze az I-es táblához képest (2. táblázat). A biogazdasági táblában (III.) pedig csak a *Salsola kali* értékei lettek szignifikánsan nagyobbak a kiemelt fajok közül (3. táblázat). A t-próba alapján a II. és III-as tábla adatai közül 3 faj a *Taraxacum officinale*, *Erigeron canadensis* és a *Lolium perenne* tér el jelentősen. A III-as területen a *Arenaria serpyllifolia* és a *Salsola kali* különül el. A *Capsella bursa-pastoris* mindkét területen előfordul, de a borítási értékeik között az eltérés nagyon jelentős.

2. táblázat A fiatal vetett lucerna (I.) és az idős lucerna (II.) tábla összesített éves adatai
Table 2. Combined annual data of young (I.) and old (II.) sowed alfalfa fields

	Átlag (I.)	Szórás (I.)	Átlag (II.)	Szórás (II.)	T-teszt (I. vs
MELAL	1,8	0,77	0	0	9,3E-10
TAROF	0	0	2	1	1,9E-08
ERICA	4,13	2,77	0,66	0,72	6,5E-05
EROCI	2	1,89	0	0	3E-04
CNSRE	0,8	0,77	0	0	4E-04
PAPRH	3	3,2	0	0	1,1E-0,3
LOLPE	0	0	1,26	1,38	1,4E-0,3
VIOKI	1,33	1,87	0	0	0,0103
VERAR	0,6	0,91	0	0	0,0164
CERSE	0,46	0,74	0	0	0,0216
CAPBP	1,06	1,48	7	9,41	0,0226
DESSO	0,86	1,4	0	0	0,0241
ANTRU	3,66	6,02	0	0	0,0255
CMAMI	0,33	0,61	0	0	0,0456

3. táblázat A fiatal vetett lucerna (I.) és az idős, ökológiai (III.) lucerna tábla összesített éves adatai
Table 3. Combined annual data of young sowed (I.) and bio-economic (III.) alfalfa fields

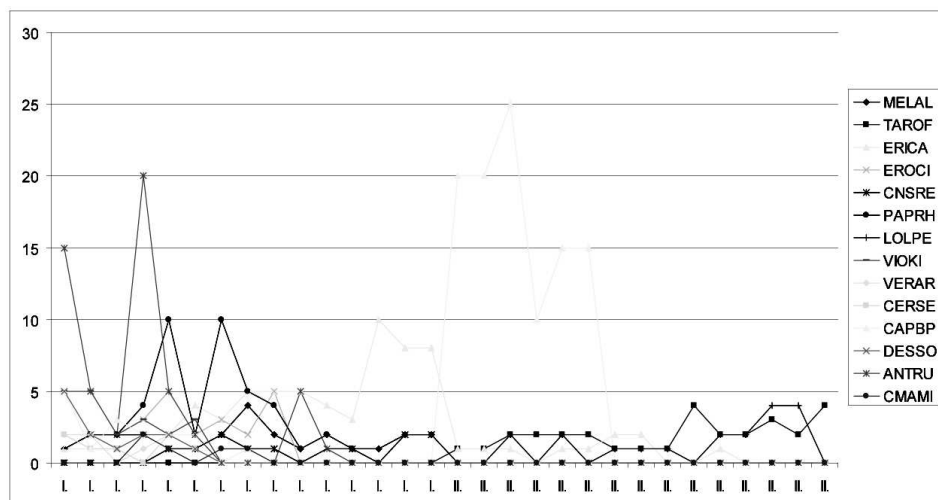
	Átlag (I.)	Szórás (I.)	Átlag (III.)	Szórás (III.)	T-teszt
ERICA	4,13	2,77	0	0	3,3E-06
EROCI	2	1,89	0	0	0,3E-03
CNSRE	0,8	0,77	0	0	0,4E-03
PAPRH	3	3,2	0	0	1,1E-03
VIOKI	1,33	1,87	0	0	0,0103
SASKA	0	0	0,4	0,63	0,0208
CERSE	0,46	0,74	0	0	0,0216
POROL	0,93	1,48	0	0	0,0216
DESSO	0,86	1,4	0	0	0,0241

ANTRU	3,66	6,02	0	0	0,0255
LAMAM	1,93	3,53	0	0	0,0431
CMAMI	0,33	0,61	0	0	0,0456
CVPTE	0,6	1,12	0	0	0,0475

4. táblázat A két idős (II, III.) lucerna tábla összesített éves adatai
Table 4. Combined annual data of old sowed (I.) and bio-economic (III.) alfalfa fields

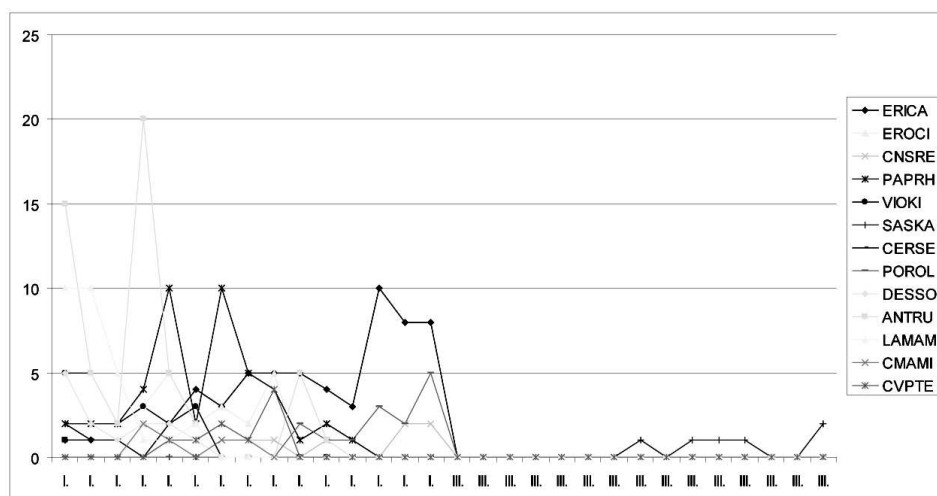
	Átlag (II.)	Szórás (II.)	Átlag (III.)	Szórás (III.)	T-teszt (II. vs
TAROF	2	1	0	0	1,9E-08
ERICA	0,66	0,72	0	0	1,3E-03
LOLPE	1,26	1,38	0	0	1,4E-03
ARISE	0	0	0,33	0,48	0,0132
SASKA	0	0	0,4	0,63	0,0208
CAPBP	7	9,41	1,06	1,16	0,0221

A 3–5. ábra mutatja az egyes lucernatáblákban havi bontásban a vegetációban meghatározó eltérést adó fajoknak a borítási értéket, szintén páronkénti összehasonlításban. Az I. tábla fajgazdagsága még szembetűnőbben kitűnik. Mindhárom ábra jól szemlélteti, az évelő és az egyéves fajok közötti éves felvételezés során a különbséget. Az évelő fajok (*Taraxacum officinale*, *Melandrium album*, *Lolium perenne*) borítási értékei a felvételezések során alig változnak. Az egyéves fajok a felvételezések során óriási fluktuációt mutatnak. A három ábra adatai jól kiegészítik a 2–4. táblázat átlagadatait is.



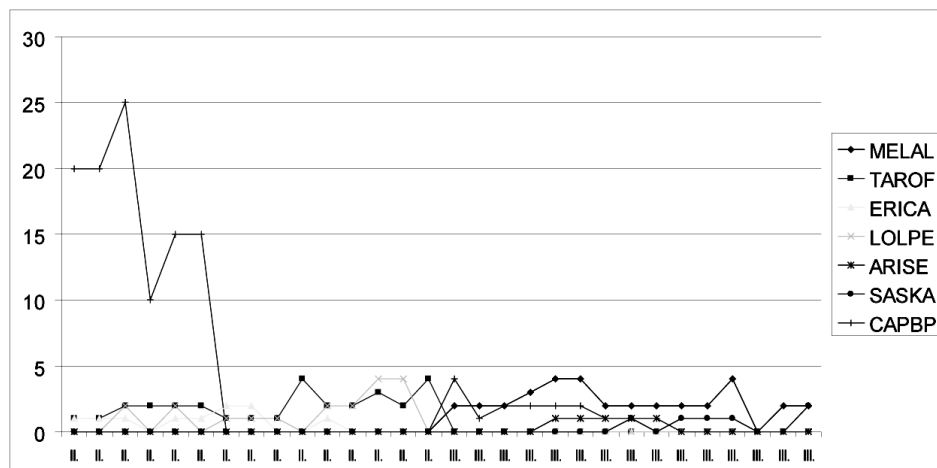
3. ábra A fiatal vetett lucerna (I.) és az idős lucerna tábla (II.) átlagos mintavételi időszakonkénti %-os borítási értékei

Figure 3. Coverage percentage values of young (I.) and old (II.) sowed alfalfa fields (between average sampling intervals)



4. ábra A fiatal vetett lucerna (I.) és az időős, ökolgazdasági lucerna tábla (III.) átlagos mintavételi időszakonkénti %-os borítási értékei

Figure 4. Coverage percentage values of young sowed (I.) and bio-economic (III.) alfalfa fields (between average sampling intervals)



5. ábra A két időős lucerna (II.) és (III.) tábla átlagos mintavételi időszakonkénti %-os borítási értékei

Figure 5. Coverage percentage values of old sowed (II.) and bio-economic (III.) alfalfa fields (between average sampling intervals)

Értékelés

Az utolsó két országos felvételezés eredményei hasonlóak, az első 10 legfontosabb gyomnövény sorrendje alig különbözik (UJVÁROSI (1972, 1973, 1975, HENN 2009, DANCZA és SZENTEY 2008). A legdrasztikusabb változás az 50-es évek után bevezetett nagyüzemi módszerek alkalmazásának tudható be, amikor a termelő szövetkezetek kialakításának következtében a termőföldeket összevonták, és intenzív műveléssel kezdték hasznosítani. Ezekben az években kezdték meg a herbicidek nagyüzemi alkalmazását is, ami leginkább átformálta a hazai gyomflóra összetételét. A következő nagy változás a rendszerváltást követően figyelhető meg, amikor a termőföldek nagy része ismét magántulajdonba került. Ezután ismét megnőtt a kisebb területeken gazdálkodók száma és az általuk művelt területek nagysága, több terület maradt parlagon, lecsökkent a vegyszeres gyomirtás területe, így új, veszélyes gyomnövények jelentek meg a termőföldeken. A vizsgálataink alapján összevetve a korábbi gyomfelvételezés adataival a legfontosabb gyomnövény gyakorisági sorrendje itt sem változott meg (HENN 2009, DANCZA és SZENTEY 2008). A szegélyek változatossága még tovább nehezíti a gyomok elleni védekezést, viszont a mezőgazdasági területek fajdiverzitása szempontjából fontosak (BUNTING 1960, KISS et al. 1995, 1997).

A lucerna árnyékoló hatásának köszönhetőn, a nedvesebb és hűvösebb élőhelyeken gyakori (BORHIDI 1995, SIMON 2000) *Veronica hederifolia* csak a többéves lucernásban jelent meg, annak ellenére, hogy a magbankban mind a 3 területen megtalálható. A *Silene alba* (*Melandrium album*) hosszú távon képes megőrizni csírázókéességét (CSONTOS 2006), ami segíthette, hogy minden mintaterületen gyakori legyen. Jelen vizsgálatban is, hasonlóan MIGLE CZ és TÓTH (2011) adataihoz több rövidéletű faj magbanki jelentős mennyisége ellenére csak kis borítási értékeket mutatott (*Setaria glauca*, *Amaranthus ssp.*).

A lucerna táblák közül a leggazdagabb gyomflóra a fiatal lucerna táblában volt, mind a cönológiai, mind a magbank vizsgálatai alapján. A több éves lucerna táblákban a gyomok mennyisége nem csak a kifejlett fajok esetében, hanem a magbankban is csökken, jól érvényesül az árnyékoló hatás is, de a lucerna kompetíciós képessége is (ZIMDAHL 2004, PIKE D. R., STRICKE 1984, DILLEHAY et al. 2011, OMINSKI et al. 1999). A lucerna területek gyomosodásával a mediterrán régióban is nagy figyelemmel foglalkoznak (TRAVLOS et al. 2011)). A ökológiai területén, ha a cönológiai adatok alapján nem is adódott fajgazdagabb flóra, mint a konvencionális táblában, de a magbankban a fajsám jelentősebb volt.

A vizsgálat az évi rendszeres felvételezésre is felhívja a figyelmet, amit a 2-4. táblázat átlagadatai és a 3-5. ábra mintavételi időszakonkénti jelentős eltérései mutatnak.

Köszönetnyilvánítás

A kutatást a „GOP-1.3.1-08/1-2008-0057 számú pályázat”, „Mobil környezetvédelmi mérőrendszer kifejlesztése” projekt is támogatta.

Az iszapolás a MNM-NÖK Alkalmazott Természettudományi Laborjában készült.

Irodalom

- ARREGUI M.C., SANCHES D., SCOTTA R. 2001: Weed control in established alfalfa (*Medicago sativa*) with posemergence herbicide. *Weed Technol.*, 15: 424–428.
- BALÁZS F. 1944: Elméleti előismeretek a gyakorlati mezőgazdasági növénytermesztéshez. Növénytermesztési Kutatószolgálat, Kolozsvár
- BISSELS S., DONATH T. W., HÖLZEL N., OTTE A. 2006: Effects of different mowing regimes on seedling recruitment in alluvial grasslands. *Basic and Applied Ecology* 7: 433–442.
- BRAUN-BLANQUET J. 1964: Pflanzensociologie. Wien-New-York
- BUNTING A.H. 1960: Some reflections on the ecology of weeds. In: HARPER, J. L. (ed): *The Biology of Weeds*, Blackwell, Oxford, pp.: 11–16.
- CSONTOS P. 2000a: A magbank-ökológia alapjai II. A talajminták feldolgozásának módszerei és alkalmazhatóságuk összehasonlító elemzése. (Seed bank ecology II. Technics for estimation of seed bank in soil samples and comparison of methods.) *Acta Agr. Óváriensis* 42: 133–150.
- CSONTOS P. 2000b: A magbank-ökológia alapjai III. További lehetőségek a magbank és a magtúlélés vizsgálatára. (Seed bank ecology III. Further methods for studying soil seed banks and seed longevity.) *Acta Agr. Óváriensis*, 42: 251–259.
- CSONTOS P. 2001: A magbank ökológia alapjai IV. Magbank típus rendszerek. *Természetvédelmi Közlemények* 9: 39–50.
- CSONTOS 2006: Gyomnövények, gyepi fajok és erdei lágyszárúak túlélése a talajban. *Magyar Gyomkutatás és Technológia* 7: 101–112.
- DANCSA I. 2007-2008: Beszámoló az ötödik országos szántóföldi gyomfelvételezés előzetes eredményeiről. III. Magyar Nővényorvos Nap, Budapest, a szakmai rendezvény kiadványa: 8–9.
- DANCSA I., SZENTEY L. 2008: Tájékoztató az Ötödik Országos Szántóföldi Gyomfelvételezésről. In: 18. Keszthelyi Növényvédelmi Fórum kiadványa, előadás összefoglaló, p.: 82.
- DANCSA, I., SZENTEY, L. 2007. Útmutató az ötödik országos szántóföldi gyomfelvételezéshez. Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal Központ, Növény- Talaj- és Agrárkörnyezet-védelmi Igazgatóság, Budapest.
- DILLEHAY B. L., CURRAN W. S., MORTENSEN D. A. 2011: Critical periode for weed alfalfa. *Weed Sci.*, 59: 68–75.
- FISHER A. J., DAWSON J. H., APPLEBY A. P. 1988: Interference of annual weeds in seedling alfalfa (*Medicago sativa*). *Weed Sci.*, 36: 583–585.
- HENN T. 2009. A szántóföldi gyomnövényzet változása az utóbbi öt évtized során az V. Országos Gyomfelvételezés tükrében, Pécs.
- HUNYADI K., KAZINCZI G. 1991. A gyom és az ember. *Növényvédelem* 27: 403–404.
- HUTCHINGS M. J., BOOTH K. D. 1996: Studies on the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential poles of the seed bank and the seed rain. *Journal of Applied Ecology* 33: 1171–1181.
- KISS J., PENKSZA K., TÓTH F. 1995. Evaluation of fields and field margins in nature production capacity with special regard to plant protection. *Proceedings of International Conference, The landscape and nature production capacity of organic/sustainable types of agriculture*. Wageningen, pp. 55–63.
- KISS J., PENKSZA K., TÓTH F., KÁDÁR F. 1997. Evaluation of fields and field margins in nature production capacity with special regard to plant protection. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 63: 227–232.
- MIGLÉCZ T., TÓTH K. 2011: Alkalmazható-e gyepesítés gyomok visszaszorítására? A Hortobágyi Nemzeti Parkban végzett gyeprekonstrukciók tapasztalatai. *Tájökológiai Lapok* 9: 243–25967.
- OMINSKI P. D., ENTZ M. H., KENDELL N. 1999: Weed suppression by *Medicago sativa* in subsequent cereal crops: a comparative servay. *Weed Sci.*, 47: 282–290.
- PIKE D. R., STRICKE J. F. 1984: Alfalfa (*Medicago sativa*) cheat (*Bromus secalius*) competition. *Weed Sci.*, 32: 751–756.
- PODANI J. 1997: Syn-Tax 5.1: New version for PC and Macintosh computers. *Coenoses* 12: 149–152.
- PYWELL R. F., BULLOCK J. M., HOPKINS A., WALKER K. J., SPARKS T. H., BURKE M. J. W., PEEL S. 2002: Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* 39: 294–309.
- SIMON T. 2000: A magyar edényes flóra határozója. Tankönyvkiadó, Budapest.
- STOUT W. L., BYERS R. A., LEATH K. T., BAHLER C. C., HOFFMAN L. D. 1992: Effects of weed and invertebrate control on alfalfa establishment in out stubble. *J. Prod. Agric.*, 5: 349–352.
- TER HEERDT G. N. J., VERWEIJ G. L. R., BEKKER R. M., BAKKER J. P. 1996: An improved method for seed bank analysis: seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology* 10: 144–151.

- TÖRÖK P., DEÁK B., VIDA E., VALKÓ O., LENGYEL S., TÓTHMÉRÉSZ B. 2010: Restoring grassland biodiversity: sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation* 143: 806–812.
- TÖRÖK P., KELEMEN A., VALKÓ O., DEÁK B., LUKÁCS B., TÓTHMÉRÉSZ B. 2011b: Lucerne-dominated fields recover native grass diversity without intensive management actions. *Journal of Applied Ecology* 48: 257–264.
- TÖRÖK P., MATUS G., PAPP M., TÓTHMÉRÉSZ B. 2009: Seed bank and vegetation development of sandy grasslands after goose breeding, *Folia Geobotanica* 44: 31–46.
- TÖRÖK P., VIDA E., DEÁK B., LENGYEL S., TÓTHMÉRÉSZ B. 2011: Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity & Conservation*, doi:10.1007/s10531-011-9992-4.
- TRAVLOS I. S., ECONOMOU G., GATOS A. 2011: Successful establishment of alfalfa through the selection of weed competitive cultivars and early herbicide application. EWRS Joint Workshop Huesca 4–8. 09. 2011. p.41.
- UJVÁROSI M. 1952: Szántóföldjeink gyomnövényfajai és életforma-analízisük. *Növénytermelés* 1: 315–354.
- UJVÁROSI M. 1973: Gyomnövények (1973a). Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- UJVÁROSI M. 1975: A második országos gyomfelvételezés a szántóföldeken I–VI. Mezőgazdasági és Élelmiszerügyi Minisztérium, Budapest.
- VALKÓ O., TÖRÖK P., TÓTHMÉRÉSZ B., MATUS G. 2011: Restoration potential in seed banks of acidic fen and dry-mesophilous meadows: Can restoration be based on local seed banks? *Restoration Ecology* 19: 9–15.
- ZIMDAHL R. L. 2004: The effect of competition duration. In: ZIMDAHL R. L. (ed.): *Weed-crop competition*. pp. 109–130.

WEEDS INVESTIGATIONS ON SANDY ARABLE LANDS IN PEST COUNTRY (ALFALFA FIELDS) I.

A. TÓTH¹, Á. BALOGH¹, B. WICHMANN¹, J. BERKE², F. GYULAI³, P. PENKSZA⁴, I. DANCZA⁵,
Á. KENÉZ⁶, J. SCHELLENBERGER¹, K. PENKSZA¹

¹ Szent István University, Faculty of Agricultural and Environmental Sciences,
Department of Nature Conservation and Landscape Ecology
H-2103 Gödöllő, Páter Károly u. 1.

²SFD Kft. 8360 Keszthely, Meggyfa u. 47.

³Fitohistoria Kft. 3051 Szarvasgede, Béke u. 6.

⁴Corvinus University, Faculty of Food Science, DEp. Of Food Preservation,
H-1118 Budapest, Villányi út 29–43.

⁵H-1039 Budapest, Hímző u. 1.

⁶ Hungarian National Museum, Centre for Cultural Heritage Laboratory of Applied Research
H-1036 Budapest, Dugovics Titusz tér 13–17., e-mail: toth.andrea@kti.szie.hu

Keywords: national weed survey, seed bank, coenologia,

Summary: Experiments were carried out monthly during autumn and spring in sandy areas of border region of Dömsöd. During recording, percentage estimation method was applied. Sample areas have been identified randomly and they were modified into 1 × 1 m quadrates according Németh (2002). From each plots, six boxes were tested. Both edges and infield areas were assessed in 3–3 replicates. Recordings were performed in 2010 and 2011. Monthly recordings represent the phenological phases of species. Among alfalfa fields the richest weed flora observed in case of sowed fields, according to both coenological and seed bank examinations. Amount of weed were lower in case of old alfalfa fields and seed bank as well. Competitiveness and shadow effect of alfalfa reduce the amount of weeds. The poorest weed vegetation observed in case of biofarms, however this value was more significant in seed bank than in traditional management fields.

A FENYÉRFŰ (*BOTHRIOCHLOA ISCHAEMUM* (L.) KENG 1936) GYEP BÉTA-DIVERZITÁSÁRA GYAKOROLT HATÁSAINAK VIZSGÁLATA ÉS ÉRTÉKELESE MIKROCÖNOLÓGIAI MÓDSZEREKKEL

SZENTES Szilárd¹, SUTYINSZKI Zsuzsanna², ZIMMERMANN Zita², SZABÓ Gábor², JÁRDI Ildikó²,
HÁZI Judit², PENKSZA Károly², BARTHA Sándor³

¹ Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Természetvédelmi és Tájökológiai
Tanszék, 2103 Gödöllő, Páter Károly utca 1.

² Szent István Egyetem, Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar, Növénytermesztési Intézet,

³ MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, 2163 Vácrátót, Alkotmány u. 2-4.

e-mail: szemarcus@gmail.com

Kulcsszavak: *Bothriochloa ischaemum*, fajdiverzitás, fajkombinációk, kompozíciós diverzitás, mikrocönológia

Összefoglalás: Munkánk során egy Északi- középhegységi juhlegelőn vizsgáltuk a fenyérfű hatását a gyepek biodiverzitására mikrocönológiai módszerekkel. A fenyérfűves állományban a fajkombinációk maximális száma a kontroll terület értékeinek, csupán kb. $\frac{1}{10}$ -e volt. Vagyis a fenyérfű felszaporodása erősen korlátozza a fajok szabad kombinálódását, így nem tudnak együtt élni. Ennek eredményeként sérül a gyepek belső szerkezete.

Összre a fenyérfű dominanciájának növekedése és a tavaszi egyévesek eltűnése minden esetben a kompozíciós diverzitás csökkenését okozta. A fenyérfűves lineák esetében negatív korrelációt találtunk a bennük talált fenyérfű mennyisége és az avar gyakorisága valamint a kompozíciós diverzitás között.

A transzszektek állapotterben való elhelyezése megmutatta, hogy a fenyérfűves állomány esetében a kompetitív kizárás, míg a kontroll állomány esetében a kompetíció és a zavarás együttes jelenléte a fő mintázataalakító tényező.

Mivel a lineák helye rögzítve van a mikrocönológiai vizsgálatok megismétlésével a jövőben pontosan nyomon követhető lesz a fenyérfű tövek illetve foltok „viselkedése”. Így vizsgálható lesz, hogy a faj esetleges terjedése a kontroll területen hogyan változtatja meg a növényállomány belső szerkezetét és diverzitását, hogyan módosítja a fajkombinációk kialakulását, mely fajok reagálnak a legérzékenyebben a megjelenésére, illetve felszaporodására.

Bevezetés és célkitűzés

Szárazfekvésű, extenzív legelőinken a gyakran előforduló túllegeltetés segítheti a *C₄*-es pázsitfűfajok felszaporodását (VIRÁGH 2002, ZÓLYOMI és FEKETE 1994), amelyek terjedését a legújabb kutatási eredmények szerint a klímaváltozás is erősíti és világszerte számíthatunk térszerűsítésükre, illetve lokális inváziójukra (pl.: WITTMER et al. 2010). A 20–80 cm magas, szürkészöld, július-október között virágzó fenyérfű (*Bothriochloa ischaemum* Keng 1936) erőteljes, mélyre hatoló, durva, bojtos gyökérzetével jól alkalmazkodott a mérsékelt oligotróf, hosszú száraz periódusú termőhelyekhez. Gyakori felszaporodása a gyepek biodiverzitását (BARTHA 2007b, GABBARD és FOWLER 2007, SCHMIDT et al. 2008) és gazdasági értékét is csökkenti (SZABÓ et al. 2008, GRIMAUD et al. 2006). Általában nem túl fajgazdag gyepeket alkot, gyakori, zavarástűrő, általános szárazgyepi fajokkal (ILLYÉS et al. 2007). Elszaporodása a gyepekben általában valamiféle zavarás, mint például túllegeltetés, túlzott taposás eredménye (ILLYÉS et al. 2007), de akár égetés, gyeptéglázás, vagy cserjeirtás hatására is megjelenhet, de abiotikus stressz (pl.: száraz évek) hatására is felszaporodhat, és monodomináns foltokat alakíthat ki. Az ilyen gyepek bár általában nem teljesen zártak, mégis is nagyon avarosak. Sűrű gyökérrendszere és a felhalmozódó jelen-

tős mennyiségű avar megakadályozza növényfajok csírázását. Nitrogéntartalma kisebb, mint a C_3 -as fajoknak (YUAN 2007), ezáltal fehérjetartalma, takarmányértéke elmarad azokétól, így az állatok rendszerint nem legelik le, ami növeli az avar felhalmozódását, valamint nagy széntartalma miatt lassítja annak lebontását (GILL et al. 2006, KOUKOURA 1998).

A mikrocönológiai módszerek segítségével kvantitatívan leírhatók a szerveződési állapot változásai, a vegetáció térbeli és időbeli átmenetei, dinamikai és funkcionális aspektusai (JUHÁSZ-NAGY 1980, VIRÁGH 2000, 2002, 2007), így a fenyérfűnek a gyepterületére gyakorolt hatása is kimutatható velük. E módszerek gyakran használt indikátora a diverzitás, amely a társulási mintázat egyik állapotjelzője (JUHÁSZ-NAGY 1980, 1986). Változása az adott ökológiai rendszer folyamatainak és funkcióinak megváltozását okozza (TILMAN 1999, VIDA 2001). A növényzet diverzitása és funkciói közötti összefüggés pontosan mérhető, ha a választott diverzitásmérték nem csak a komponensek számát és relatív mennyiségét, hanem az életközösség belső szerkezetét (mintázatát) is reprezentálja (CSILLAG et al. 2001).

A fentieket figyelembe véve, több hazai elővizsgálat alapján az Északi-középhegységben fekvő Kisfüzes település melletti gyepterületet választottuk mintavételeink helyszínéül, mivel a fenyérfűnek monodomináns foltjai is vannak, ugyanakkor a legelőszakasz bizonyos területein még nem fordul elő, valamint a gyepterületet kontrollált körülmények között legeltetik.

Ez alapján a következő célkitűzéseket fogalmaztuk meg:

1. Hogyan változtatja meg a fenyérfű az állományfoltokban a fajkombinációk számát?
2. Hogyan hat az állományok kompozíciós diverzitására?
3. Hogyan hat ezek éves dinamikájára?
4. Milyen fő mintázat alakító tényezők hatnak az egyes állományokban?

Anyag és módszer

Mintaterület bemutatása

A kísérletek egy juhtenyésztő gazdaság kb. 150 ha-os legelőjén lettek beállítva, mely egy ÉNY-DK irányú völgyben fekszik. A gyepterület egy másodlagos eredetű, középídős parlag, amit az egyik szakaszban található újrasarjadó szőlőtőkék és több gyümölcsfa jelenléte is alátámaszt. A kultúrák felhagyását követően a terület DNY-i oldala az 1980-as évek végére becserjésedett. Cserjeirtásra 2000-ben került sor. A DNY-i száraz fekvésű oldal, meredeksége és rossz vízgazdálkodási tulajdonságai miatt a szukcesszió korábbi állapotában rekedt. Növényzete nem besorolható, átmeneti jellegű társulás, főleg szárazgyepi, zavarástűrő- és gyomfajokkal. A gazdálkodó a gyepterületet 150 db texel húshasznú anyajuhval és bárányaikkal legelteti. A terület üde részeit emellett kaszálja is. A nem kaszált térszíneket minden októberben szárazúzták. A legelő 4 szakaszra van osztva. Az állatok egész évben a legelőn tartózkodnak. A kísérletet egy 20 ha-os DNY-i kitettséggű legelőszakaszon, 200–210 m közötti tszf. magasságban állítottuk be 2011. április 24-én.

Mikrocönológiai vizsgálatok bemutatása

Mikrocönológiai vizsgálatokkal elemeztük a fenyérfű tömegességének hatását a gyp diverzitására a finomléptékű mintázatok alapján, términtázati szerveződést leíró karakterisztikus függvények segítségével (JUHÁSZ-NAGY és PODANI 1983, VIRÁGH et al. 2006). Az általunk vizsgált gypállományban 2011 tavaszán 6 db 23×3 m-es fix kvadrátot jelöltünk ki azonos dél-nyugati kitettségekben. A kvadrátok közül háromra fenyérfű dominancia volt jellemző, míg háromban csak ritkán ($<10\%$ -os gyakoriság) volt jelen a vizsgált faj. A 23×3 m-es kvadrátok területét $0,05 \times 0,05$ m-es egymással érintkező mikrokvadrátokkal felvételteztük, melyekben az előforduló gyökerező fajok jelenlétét jegyeztük fel. A mikrokvadrátok adatait 2011 májusában és szeptemberében rögzítettük. Egy transzszekt $52,2$ m hosszú volt és 1044 mintavételi egységet tartalmazott. Az így kapott mintákból minden részletes analízis kellően pontosan, tudományos igényességgel elvégezhető (BARTHA et al. 2004, VIRÁGH et al. 2006). A cirkuláris, esetünkben téglalap alakú transzszekt előnye a lineárisal szemben, hogy esetében a terepi mintázatok többféle számítógépes randomizációja is lehetséges, ami megkönnyíti az adatelemzést (BARTHA és KERTÉSZ 1998). Ez a mintavétel részletes adatokkal szolgál a növényzet állapotáról, ugyanakkor viszonylag gyorsan megvalósítható és elhanyagolható zavarással jár (BARTHA 2007b). Az állományok mikroszerkezetének részletes megismeréséhez az elméleti, módszerelméleti és módszertani alapot JUHÁSZ-NAGY (1993) és JUHÁSZ-NAGY és PODANI (1983) modelljei és azok alkalmazásai (BARTHA et al. 1998, 2004, HORVÁTH 2002, CAMPETELLA et al. 2004) adják.

A fajkészletből azokat a fajokat vettük csak figyelembe, amelyeknek a gyakorisága meghaladta az 5% -ot. Erre azért volt szükség, mert a ritka fajok véletlen előfordulásai torzítják a becsléseket és megnehezítik az értelmezést (TÓTHMÉRÉSZ és ERDEI 1992).

Minden térsorozati lépésnél ún. teljes mintavételt végeztünk, vagyis az alaptranszszektből az összes lehetséges pozícióból vettünk mintákat, megengedve az átfedéseket is (JUHÁSZ-NAGY és PODANI 1983, BARTHA és KERTÉSZ 1998).

A vizsgált cönológiai állapotjellemzők a következők voltak: fajszám, fajkombinációk száma, kompozíciós diverzitás, relatív rendezettség.

A **fajkombinációk száma** a fajok együttélési módjainak sokféleségét, az állomány strukturális komplexitását fejezi ki. Mérhetővé teszi, hogy az egyes fajok gyakorisága (és térbeli mintázata) mennyiben felel a társulásszintű mintázati tulajdonságokért (BARTHA et al. 1998, JUHÁSZ-NAGY 1993, OBORNY 2000). Az állományfoltban megvalósuló fajkombinációk számának a becsült maximuma alkalmas a finom léptékű beta diverzitás mérésére (JUHÁSZ-NAGY és PODANI 1983). Táji léptékű beta diverzitás becslésére a fajkombinációk maximális számának állományfoltok közötti relatív varianciáját lehet használni (BARTHA et al. 2011).

A **kompozíciós diverzitás** a fajkombinációk gyakorisági eloszlását jellemző Shannon entrópia becslés. Tükrözi a fajok együttélési módjainak sokféleségét, a gyp strukturális komplexitását. A kompozíciós diverzitás egy olyan diverzitásfüggvény, ahol a gyakoriság-eloszlás kategóriái nem a fajok, hanem a fajkombinációk. Ezek összeszámolásával mérjük az együttélési viszonyok részleteit. Előfordulhat ugyanis, hogy bizonyos fajok, bár egyszerre jelen vannak egy állományban, mégis kerülnek egymás közelségét és nem

társulnak egymással. A fajkombinációk diverzitása igen érzékeny indikátora a növényközösségek állapotváltozásainak. Ha a fajok együttélését semmi nem akadályozza és lokális előfordulásaik során szabadon kombinálódnak, akkor a függvény értéke maximális, maximuma pedig finom térléptéknél jelentkezik. Ha azonban egy növénytársulást zavarás ér, akkor először a finom térléptékű együttélések szerkezete bomlik fel, a fajkombinációk diverzitását leíró függvény értéke kisebb lesz, maximuma pedig a nagyobb térléptékek felé tolódik. (BARTHA 2008)

Az **asszociátum** (Ass), vagy rendezettség a fajkombinációk gyakoriság eloszlásából számolt Shannon diverzitás várt és talált értékeinek különbsége. Másképpen megfogalmazva a fajok közötti páros és többszörös asszociáltságok társulás szintű összértéke, amely a populációs términtázatok kölcsönös függését méri és az állomány belső térbeli rendezettségére, heterogenitására utal. Az asszociáltságokat térsorozatokban, a növekvő kvadrátméret függvényében becsültük. A relatív (azaz egységnyi fajkombinációs diverzitásra eső) rendezettség, a rendezettség és kompozíciós diverzitás hányadosa (BARTHA 2008).

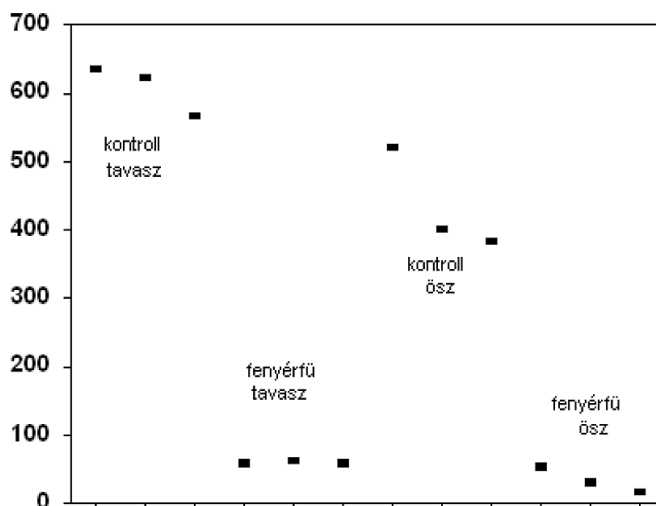
Annak megértéséhez, hogy az egyes állományfoltokban mely domináns mintázatképző mechanizmusok érvényesülnek megvizsgáltuk, hogy az egyes transzszekteket jellemző pontok hol helyezkednek el egy **cönológiai állapottérben** (BARTHA et al 1998)(4. ábra). A pontok koordinátái az adott transzszektek mintázataiból becsült kompozíciós diverzitás és asszociátum függvényeivel adtuk meg. Az állapottér tengelyeit a kompozíciós diverzitás és az asszociátum függvények maximumaival definiáltuk. A koordináta-rendszer római számokkal jelzett területei az ott leginkább érvényesülő, domináns mintázatképző mechanizmusok alapján különülnek el.

A fajkombinációk számát, a kompozíciós diverzitást és a relatív asszociátumot a SYNGEP1 programmal számoltuk.

Eredmények és értékelés

Az állományon belüli koegzisztenciális szerkezetek finom térlépték-komplexitását a megvalósult fajkombinációk számának maximumával mértük. A fajkombinációk nagy száma arra utal, hogy a fajok szabadon társulhatnak, jól tudnak együtt élni, így finom belső szerkezetet alakítanak ki. A **fajkombinációk száma** tavasszal a kontroll területen 634, 622, 565, fenyérfüves állományban: 58, 61, 58. volt. Az eredményekből láthatjuk, hogy a fenyérfüves állományban a fajkombinációk maximális száma a kontroll terület értékeinek, csupán kb. $\frac{1}{10}$ -e. Össze mindkét terület értékei csökkentek (kontroll: 520, 400, 382; fenyérfüves: 53, 30, 16), így a különbség aránya tovább nőtt közöttük (1. ábra). Látható továbbá, hogy a fajkombinációk számának lineák közötti szórása mindkét állományon belül viszonylag nagy. Ez a térbeli változatosság általában jellemző a középidős parlagokra.

A fentiekből arra következtethetünk, hogy öszre a fenyérfű dominanciájának jelentős növekedésével (bekövetkező fajszámcsökkenés a fajkombinációk csökkenését is magával vonta (1. ábra). Ez azt jelenti, hogy a fajok nem tudnak jól együtt élni. Esetünkben a fenyérfű szorította ki a többi fajt, jelentősen csökkentve ezzel a kialakuló fajkombinációk számát, ami a társulás belső szerkezetének nagyfokú leromlását okozta.



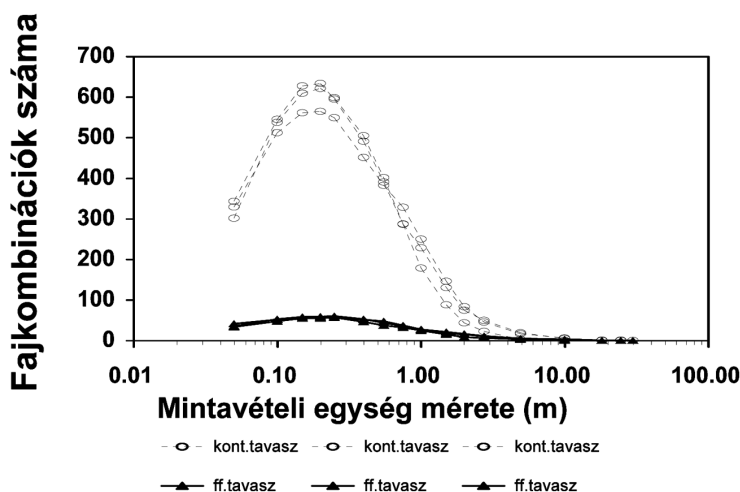
1. ábra A fajkombinációk maximum értékei a transzszektekben

Figure 1. The number of species combinations (controll spring, OWB spring, controll autumn, OWB autumn)

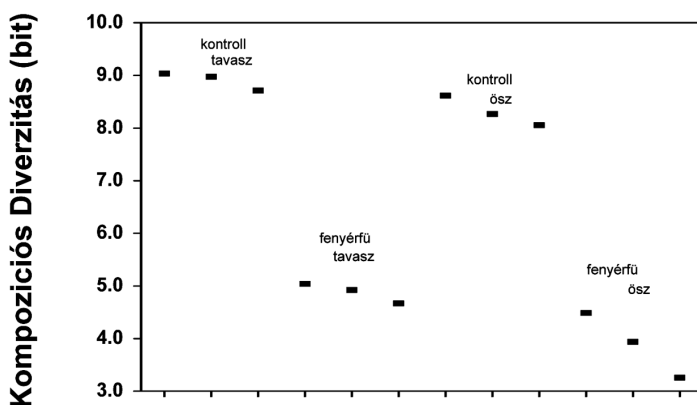
A teljes görbék elemzése a legfinomabb ($0,05 \times 0,05$ m-es) térléptéktől egészen $10 \times 0,05$ m-es kvadrátméretig jelentős különbségeket találunk a két termőhely között, amelyek kb. 25 m-es kvadrátméretnél tűnnek el teljesen (2. ábra). A fajkombinációk számának maximuma a kontroll terület transzszektjeiben mind tavasszal, mind ősszel közel azonos térléptékeknél jelentkezett (tavasszal: 0,2; 0,2; 0,2 m; ősszel: 0,2; 0,25; 0,2 m). A másik mintaterületen a maximum értékeket tavasszal: 0,25; 0,25; 0,25 m, ősszel: 0,4; 0,25; 0,25 m-es kvadrát méretnél találtuk.

A nagyobb fajszámból és a fenyérfű ritka jelenlétéből eredő jobb kombinálódó képesség eredményeként a kontroll állományban a növényfajok kis térléptékek mellett is jól együtt tudnak élni, az állomány belső szerkezete finomabb szemcsézettségű, mint a fenyérfűes transzszektekben.

A **kompozíciós diverzitás** a fajok együttélési módjainak sokféleségét, a társulás strukturális komplexitást tükrözi. A fajkombinációk száma mellett itt azt is megtudjuk, hogy milyen az egyes fajkombinációk egymáshoz viszonyított aránya. Ennek elméleti maximum értéke annyi bit, ahány fajjal végezzük a vizsgálatot. A 3. ábrán láthatjuk, hogy a fajkombinációk számához hasonlóan a kompozíciós diverzitás maximumában is jelentős különbségek vannak a kontroll és a fenyérfű dominálta állományfoltok között.



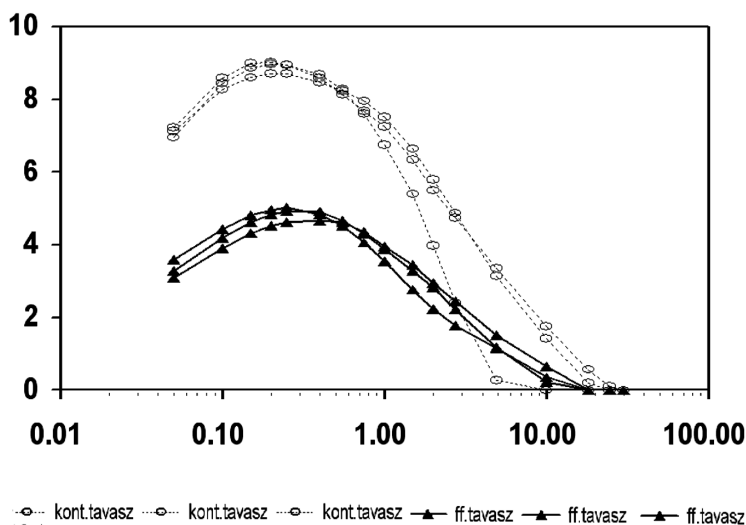
2. ábra A fajkombinációk számának alakulása különböző térléptékekben a tavaszi felvételezés során
 Figure 2. The number of species combinations



3. ábra: A kompozíciós diverzitás maximum értékei a transzszektekben
 Figure 3. The value of compositional diversity (controll spring, OWB spring, controll autumn, OWB autumn)

A kontroll területen tavasszal 9,03; 8,97; 8,71 bit, ősszel 8,62; 8,27; 8,06 bit, míg a fenyérfűes állományban ennek kb. a fele, tavasszal: 5,04; 4,92; 4,67 bit, ősszel: 4,48; 3,94; 3,26 bit volt a kompozíciós diverzitás maximum értéke.

A teljes térsorozati görbéket ábrázoló grafikonon (4. ábra) azt is megfigyelhetjük, hogy a tavaszi felvételezéskor a kontroll területen készült transzszektek 0,2 m-es kvadrátméretnél, míg a fenyérfűes transzszektek átlagosan 0,3 m-es kvadrátméretnél érték el a maximális kompozíciós diverzitást, vagyis e kvadrátméreteknél volt a legkiegyenlítettebb az egyes fajkombinációk aránya.



4. ábra A kompozíciós diverzitás alakulása különböző térléptékekben a tavaszi felvételezés során
 Figure 4. The compositional diversity of transects at different scales in spring

Látható továbbá, hogy 4,95 m-es kvadrátméretig mindhárom kontroll transzszekt diverzebb, mint a fenyérfüves részen készítették, vagyis a fajkombinációk térbeli sokfélesége eddig a kvadrát méretig kiegyenlítettebb a fajok között, mint a többi transzszektben.

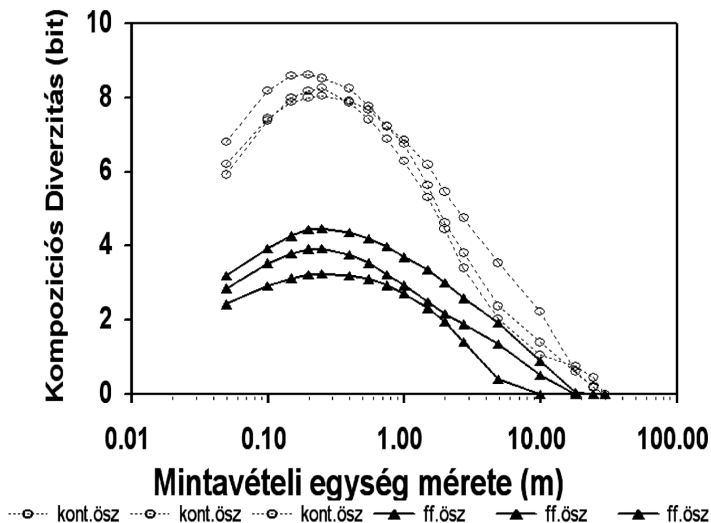
Az őszi felvételezés alkalmával három fontos dolgot figyeltünk meg a tavaszi felvételekhez viszonyítva. A fenyérfű dominanciájának növekedése és a tavaszi egyévesek eltűnése mindkét mintavételi helyen a kompozíciós diverzitás csökkenését okozta (3., 4., 5. ábra).

A fenyérfű-domináns transzszekt kompozíciós diverzitásának értéke ősszel tágabb intervallumban mozog adott térléptékekben, mint tavasszal, vagyis az egyes transzszekt jobban különböznek egymástól. Ennek oka valószínűleg a fenyérfű tövek méretének és az általuk felhalmozott avar mennyiségének növekedése, mellyel a faj mintázatalakító hatása is nő. A fenyérfüves mintavételi egységek közül legnagyobb értékeket minden térléptékben az FO1, míg a legkisebbeket az FO3 jelű transzszekt adta. Ez negatív korrelációt mutat a bennük talált fenyérfű és az avar gyakoriságával (1., 2. táblázat), vagyis a fenyérfű és az avar jelenléte csökkenti a gyepek kompozíciós diverzitását.

1. táblázat A fenyérfű dominálta transzszektek leggyakoribb fajainak gyakorisági értékei

Table 1. The frequency of common species in transects dominated by OWB

	FT1	FT2	FT3	FO1	FO2	FO3
5%-nál gyakoribb fajok száma	6	7	8	6	5	5
10%-nál gyakoribb fajok száma	5	3	3	4	3	3
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	33,80%	39,30%	42,70%	33,00%	36,30%	47,20%
<i>Bromus inermis</i>	31,10%	17,10%	15,60%	27,50%	24,10%	13,00%
<i>Clinopodium vulgare</i>	0,20%	0,90%	5,70%	0,00%	1,40%	5,20%
<i>Erigeron annuus</i>	10,60%	5,30%	6,90%	10,00%	2,30%	4,00%
<i>Galium verum</i>	2,20%	2,90%	5,70%	2,30%	2,00%	5,00%
<i>Hieracium bauchinii</i>	3,10%	8,90%	3,90%	1,40%	7,10%	1,60%
<i>Hieracium pilosella</i>	2,40%	2,20%	0,00%	6,10%	1,80%	1,70%
moha faj	0,70%	2,80%	7,30%	1,60%	0,30%	2,90%
<i>Poa angustifolia</i>	13,40%	13,00%	13,10%	10,00%	14,20%	16,60%
<i>Setaria pumila</i>	0,00%	0,00%	0,00%	6,70%	7,10%	1,20%
<i>Veronica arvensis</i>	10,20%	9,50%	5,20%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Verbascum phoeniceum</i>	8,40%	5,70%	4,00%	3,80%	4,00%	1,60%



5. ábra A kompozíciós diverzitás alakulása különböző térléptékekben a tavaszi felvételezés során

Figure 5. The compositional diversity of transects at different scales in autumn

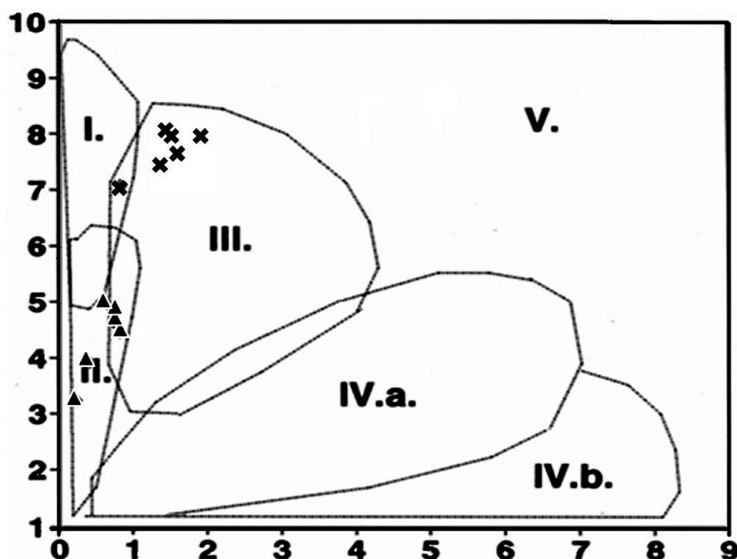
2. táblázat A kontroll transzszektek leggyakoribb fajainak gyakorisági értékei

Table 2. The frequency of common species in control transects

	KT1	KT2	KT3	KOI	KO2	KO3
5%-nál gyakoribb fajok száma	16	15	15	13	11	12
10%-nál gyakoribb fajok száma	10	8	5	7	7	6
<i>Achillea collina</i>	11,90%	17,30%	6,60%	14,60%	21,60%	7,80%
<i>Achillea nobilis</i>	25,70%	23,90%	23,30%	28,00%	23,20%	21,40%
<i>Alyssum alysoides</i>	0,00%	0,00%	5,90%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	13,10%	8,20%	6,00%	0,50%	0,20%	0,30%
<i>Bromus inermis</i>	20,10%	21,30%	54,50%	32,10%	27,30%	57,40%
<i>Bromus japonicus</i>	14,20%	20,30%	4,20%	0,40%	2,20%	0,80%
<i>Cerastium tenoreanum</i>	4,10%	5,40%	9,50%	0,00%	0,00%	0,00%
<i>Clinopodium vulgare</i>	0,40%	0,10%	8,60%	0,30%	0,10%	9,40%
<i>Conyza canadensis</i>	0,00%	0,00%	0,00%	5,90%	4,70%	3,00%
<i>Erigeron annuus</i>	8,00%	6,80%	21,00%	1,90%	2,00%	14,80%
<i>Festuca rupicola</i>	6,80%	1,40%	0,10%	9,20%	5,50%	0,10%
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	6,20%	5,90%	1,90%	8,80%	8,00%	1,90%
<i>Fragaria viridis</i>	4,80%	2,20%	1,10%	6,40%	2,70%	1,30%
<i>Galium verum</i>	2,80%	4,20%	8,80%	3,00%	4,50%	7,10%
<i>Hieracium bauchinii</i>	5,70%	4,60%	3,80%	7,80%	4,00%	5,70%
<i>Inula britannica</i>	11,60%	7,30%	7,10%	16,00%	11,30%	5,70%
<i>Medicago minima</i>	8,90%	9,10%	3,40%	0,10%	0,00%	0,00%
<i>moha faj</i>	11,80%	16,20%	5,10%	3,40%	7,20%	14,40%
<i>Plantago lanceolata</i>	11,30%	12,30%	7,00%	12,10%	12,30%	8,30%
<i>Poa angustifolia</i>	14,10%	16,00%	18,50%	17,80%	20,60%	16,80%
<i>Setaria pumila</i>	0,00%	0,00%	0,00%	27,40%	22,20%	22,30%
<i>Veronica arvensis</i>	41,00%	38,30%	48,80%	0,10%	0,00%	0,00%
<i>Verbascum phoeniceum</i>	7,60%	8,40%	8,10%	7,50%	6,40%	4,00%

Az állapottérben történő megjelenítés lehetővé teszi egymástól térben távoli társulások összehasonlítását, a rájuk ható mintázatképző mechanizmusok szerint. A kontroll és a fenyérfűves állományban készített felvételek az állapottérben jól elkülönülnek egymástól (6. ábra). A kontroll terület transzszektjei mind a III. területre estek, míg a fenyérfűves állományt jellemző pontok a II. területen tömörültek. Előbbi esetében a kompetíció mellett a zavarásnak is jelentős mintázatalakító hatása van. A vizsgált gyepekben ilyen zavarást jelenthet az évente végzett szárzúzás és a legeltetés. A II. számú területen elsősorban a kompetitív kizárás alakítja ki a mintázatokat. Esetünkben ezért a domináns faj, azaz a fenyérfű felelős.

A szukcesszió folyamán az egy-egy állományra jellemző pontok „vándorolnak” az állapottérben (BARTHA et al. 1998). Ezért fontos kiemelni, hogy jelen eredmények egy a parlagszukcesszió középső állapotában lévő gyept jellemeznek, így az általunk vizsgált állományok még nem stabilak, a „vándorlás” fázisában vannak. Így a módszer, a mi esetünkben csak a társulás egy pillanatnyi állapotának leírására alkalmas.



6. ábra Az állományok cönológiai állapotainak értelmezése dinamikus neutrális modellekkel

A háromszögek a fenyérfű dominálta-, a keresztek a kontroll transektzeket jelölik.

A háromszögek a fenyérfű dominálta-, a keresztek a kontroll transektzeket jelölik. domináns mintázatképző mechanizmusok: I.: niche differenciáció vagy neutralitás, II.: kompetitív kizárás és dominancia, III.: kompetitív és zavarás vagy fluktuáló környezet, IV.a.: stabil környezeti heterogenitás, IV.b.: erős, stabil környezeti heterogenitás, V.: elméletileg lehetetlen zóna

Figure 6. Evaluation of coenological state of transects with dynamical neutral models

The triangles sign the transects with OWB dominance, the crosses sign the control transects. I. Niche differentiation or neutrality, II. Competitive exclusion and dominance, III. Competition + disturbance or environmental fluctuation, IV.a. Stable environmental heterogeneity, IV.b. Strong, stable environmental heterogeneity, V. Prohibited zone

Irodalom

- BARTHA S. 2004: Paradigmaváltás és módszertani forradalom a vegetáció vizsgálatában. Magyar Tudomány 110: 12–26.
- BARTHA S. 2007: A vegetáció leírásának módszertani alapjai. In: HORVÁTH A., SZITÁR K. (szerk.): Agrártájak növényzetének monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 92–113.
- BARTHA S. 2008: Mikrocönológiai módszerek a táji vegetáció állapotának vizsgálatára. Tájékológiai Lapok 6: 229–245.
- BARTHA S., KERTÉSZ M. 1998: The importance of neutral-models in detecting interspecific spatial associations from 'trainsect' data. Tiscia 31: 85–98.
- BARTHA S., CZÁRÁN T., PODANI J. 1998: Exploring plant community dynamics in abstract coenostate spaces. Abstracta Botanica 22: 49–66.

- BARTHA S., CAMPATELA G., CANULLO R., BÓDIS J., MUCINA L. 2004: On the importance of fine-scale spatial complexity in vegetation restoration. *International Journal of Ecology and Environmental Science* 30: 101–116.
- BARTHA S., CAMPATELLA G., KERTÉSZ M., HAHN I. KRÖEL-DULAY GY., RÉDEI T. KUN A., VIRÁGH K., FEKETE G., KOVÁCS-LÁNG E. 2011: Beta diversity and community differentiation in dry perennial sand grasslands. *Annali di Botanica* 1: 9–18.
- BODÓ I. 2005: Legeltetés a táj- és környezetvédelemben. In: JÁVOR A. (szerk.): Gyep-Állat-Vidék-Kutatás-Tudomány. DE ATC, Debrecen. pp. 106–112.
- BORHIDI A. 1995: Social behavior types, the naturalness and relative ecological indicator values of the highre plants in the Hungarian Flora. *Acta Botanica Hungarica* 39: 97–181.
- CAMPATELLA G., CANULLO R., BARTHA S. 2004: Coenostate descriptors and spatial dependence in vegetation - derived variables in monitoring forest dynamics and assembly rules. *Community Ecology* 5: 105–114.
- CONERT H. J. 1998: Poaceae. In: HEGI G. (szerk.): *Illustrierte Flora von Mitteleuropa* 3. kiadás 3/1. kötet, Verlag Paul Parey, Berlin és Hamburg.
- CSILLAG F., KERTÉSZ M., DAVIDSON A., MITCHELL S. 2001: On the measurement of diversity-productivity relationships in a northern mixed grass prairie (Grassland National Park, Saskatchewan, Canada). *Community Ecology* 2: 145–159.
- GABBARD B. L., FOWLER N. L. 2007: Wide ecological aptitude of diversity-reducing invasive grass. *Biological Invasions* 9: 149–160.
- GILL R. A., ÉSERSON L. J., POLLEY H. W., JOHNSON H. B., JACKSON R. B. 2006: Potential nitrogen constraints on soil carbon sequestration under low and elevated atmospheric CO₂. *Ecology* 87: 41–52.
- GRIMAUD P., SAUZIER J., BHEEKHEE R., THOMAS P. 2006: Nutritive value of tropical pastures in Mauritius. *Tropical Animal Health and Production* 38: 159–167.
- HORVÁTH A. 2002: A mezőföldi löszvegetáció términtázati szerveződése. *Synbiologica Hungarica* 5, Scientia Kiadó, Budapest.
- ILLYÉS E., MOLNÁR ZS., CSATHÓ A. I. 2007: Fenyérfüves, fajszegény löszgyepek. In: ILLYÉS E. és BÖLÖNI J. (szerk.): *Lejtősztyepek, löszgyepek és erdősztyeprétek Magyarországon*. MTA ÖBKI, Budapest. pp. 58.
- JANOVSKY J. 1998: A gyepgazdálkodás helyzete, fejlesztésének lehetőségei. *Mezőgazdasági Kutató-Fejlesztő KHT különkiadványa*, Szarvas.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1980: A cönológia koegzisztenciális szerkezeteinek modellezése. Akadémiai doktori értekezés, Budapest.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1986: Egy operatív ökológia hiánya, szükséglete és feladatai. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- JUHÁSZ-NAGY P. 1993: Notes on compositional diversity. *Hydrobiologia* 249: 173–182.
- JUHÁSZ-NAGY P., PODANI J. 1983: Information theory methods for the study of spatial processes and succession. *Vegetatio* 51: 129–140.
- KALÁPOS T., MOJZES A. 2008: Milyen jövő vár a C₄-es pázsitfűvekre mérsékeltövi gyepekben napjaink környezeti változásai közepette? In: KRÖEL-DULAY GY., KALÁPOS T., MOJZES A. (szerk.): *Talaj-vegetáció-klíma kölcsönhatások*. Köszöntjük a 70 éves Láng Editet. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 113–126.
- KELEMEN J. (szerk.) 1997: *Irányelvek a füves területek természetvédelmi szempontú kezeléséhez*. Természetbúvár Alapítvány Kiadó, Budapest.
- KOUKOURA Z. 1998: Decomposition and nutrient release from C₃ and C₄ plant litters in a natural grassland. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology* 19: 115–123.
- LAPIS M., FELFÖLDI J., KOCH K. 2003: Gyepterületek különböző állatfajokkal történő hasznosításának gazdaságossága. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 1: 55–60.
- LÁNG I. 1996: A gyepek és a környezet kapcsolata. *Gyepgazdálkodási Szakülés a MTA-n, Debreceni Gyepgazdálkodási Napok* 13. DATE, Debrecen. pp. 25–26.
- LÁNG I. 1997: A gyepek szerepe a biodiverzitás megőrzésében. VINCZEFFY I., NAGY G. (szerk.): *Debreceni Gyepgazdálkodási Napok* 14. DATE, Debrecen. pp. 133–135.
- MARGÓCZI K. 2003: A bugaci puszták legeltetett és nem legeltetett részének összehasonlítása a vegetáció természetessége szempontjából. In: JÁVOR A. (szerk.): *Legeltetési állattartás! Debreceni Gyepgazdálkodási Napok* 11. DE ATC, Debrecen. pp. 145–150.
- OBORNY B. 2000: Játék határokkal – Társulási szabályok az ökológiai közösségekben. In: VIRÁGH K., KUN A. (szerk.): *Vegetáció és dinamizmus*. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 79–96.

- PÓTI P., PAJOR F., LÁCZÓ E. 2007: Különböző legeltetési módok hatása a gyepnövényzetre és az anyajuhok kondíciójára. A magyar gyepgazdálkodás 50 éve – tanulságai a mai gyakorlat számára – Gyepgazdálkodási anket SZIE, Gödöllő, pp. 193–196.
- SCHMIDT C. D., KAREN C. R., HICKMAN C., CHANNELL R., HARMONEY K., STARK W. 2008: Competitive abilities of native grasses and non-native (*Bothriochloa* spp.) grasses. *Plant Ecology* 197: 69–80.
- SOÓ R. 1973: A magyar flóra és vegetáció rendszertani–növényföldrajzi kézikönyve. Akadémiai Kiadó, Budapest. 5 p. 445.
- STEFER J., VINCZEFFY I. 2001: Környezet- és természetvédelmi igényeket is szolgáló extenzív állattartási rendszerek létrehozása. In: KOVÁCS F., KOVÁCS J., BANCZEROWSKY J.-NÉ. (szerk.): Lehetőségek az agrártermelés környezetbarát fejlesztésében. MTA Agrártudományok Osztálya, Budapest. pp. 64–87.
- SZABÓ I., KERCSMÁR V., HÁRSVÖLGYINÉ SZÓNYI É. 2008: Löszpusztarét összehasonlító értékelése fenyérfű (*Bothriochloa ischaemum*) dominanciával a Jaba-völgyben. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 6: 55–61.
- TILMAN D. 1999 The ecological consequences of changes in biodiversity: a search for general principles. *Ecology* 80: 1455–1474.
- TÓTHMÉRÉSZ B., ERDEI ZS. 1992: The effect of dominance in information theory characteristics of plant communities. *Abstracta Botanica* 16: 43–47.
- VÁRALLYAY Gy. 1996: Talajaink és a gyepgazdálkodás. In: VINCZEFFY I. (szerk.): Gyepgazdálkodási szakülés a Magyar Tudományos Akadémián. DATE, Debrecen. pp. 39–45.
- VÁRALLYAY Gy. 2007: A gyepgazdálkodás szerepe az EU Talajvédelmi Stratégiájában. *Gyepgazdálkodási Közlemények* 5: 3–15.
- VIDA G. 2001: Helyünk a bioszférában. Typotex Kiadó, Budapest.
- VIRÁGH K. 2000: Vegetációdinamika és szukcesszió kutatás az utóbbi 15 évben. In: VIRÁGH, KUN A. (szerk.): Vegetáció és dinamizmus. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 53–79.
- VIRÁGH K. 2002: Vegetációdinamikai kutatások. In: FEKETE G., KISS KEVE T., KOVÁCS-LÁNG E., KUN A., NOSEK J., RÉVÉSZ A. (szerk.), Az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete 50 éve (1952–2002). MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 65–91.
- VIRÁGH K. 2007: Vegetációdinamikai folyamatok térben és időben. In: HORVÁTH A., SZITÁR K. (szerk.): Agrártájak monitorozása. A hatás-monitorozás elméleti alapjai és gyakorlati lehetőségei. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 72–114.
- VIRÁGH K., HORVÁTH A., BARTHA S., SOMODI I. 2006: Kompozíciós diverzitás és términtázati rendezettség a szállkaperjés erdőssztyepprért természetközeli és zavart állományaiban. In: MOLNÁR E. (szerk.): Kutatás, oktatás, értéktérítés. MTA ÖBKI, Vácrátót. pp. 89–110.
- WITTMER M. H. O. M., AUERSWALD K., BAI Y. F., SCHAUFELER R., SCHNYDER H. 2010: Changes in the abundance of C_3/C_4 species of Inner Mongolia grassland: evidence from isotopic composition of soil and vegetation. *Global Change Biology* 16(2): 605–616.
- YUAN Z. Y., LIU W. X., NIU S. L., WAN S. Q. 2007: Plant nitrogen dynamics and nitrogen-use strategies under altered nitrogen seasonality and competition. *Annals of Botany* 100(4): 821–830.
- ZÓLYOMI B., FEKETE G. 1994: The Pannonian loess steppe: Differentiation in space and time. *Abstracta Botanica* 18: 29–41.

MICROCOENOLOGICAL STUDIES ON THE EFFECTS OF OLD WORLD BLUESTEM
(*BOTHRIOCHLOA ISCHAEMUM* (L.) KENG 1936) ON BETA-DIVERSITY

Sz. SZENTES¹, Zs. SUTYINSZKI², Z. ZIMMERMANN², G. SZABÓ²,
I. JÁRDI², J. HÁZI², K. PENKSZA², S. BARTHA³

¹ Institute of Crop Production, Faculty of Agriculture and Environmental Sciences, Szent István University,
H-2103 Gödöllő, Páter K. u. 1., e-mail: szemarcus@gmail.com

² Department of Nature Conservation and Landscape Ecology, Szent István University, Gödöllő, Hungary,

³ Institute of Ecology and Botany of the Hungarian Academy of Sciences, Vácrátót, Hungary

Keywords: *Bothriochloa ischaemum*, species diversity, species combination, compositional diversity, micro-coenology

Summary: Microcoenological studies were made on the effects of old world bluestem (OWB) on biodiversity on a pasture in Hungary. The number of species combination on the grassland dominated by OWB was significantly lower than on the control area. Consequently the spread of OWB limits the free combination of species. As a result the inner structure of the grassland become degraded.

The increased dominance of OWB and the disappearance of annual species generated lower compositional diversity in autumn. In the case of transects dominated by OWB negative correlation was found between the frequency of OWB, frequency of litter and compositional diversity.

The location of transects in a coenostate-space indicated that the structure of the grassland was determined by competitive exclusion in the case of OWB dominated transects. In the case of control transects the structure was determined by competition and disturbance

The transects are fixed so it will be possible to follow the effects of further spread of OWB.

